

Ari O. Laine, Lauri Pesonen, Kari Myllynen ja Tapio Norha

VEDEN LAADUN MUUTOSTEN VAIKUTUS HELSINGIN JA ES-
POON EDUSTAN MERIALUEIDEN POHJAEÄIMISTÖÖN
VUOSINA 1973–2001

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsinki 2003

ISSN 1235-9718
ISBN 952-473-163-0
ISBN ([URL:www.hel.fi/ymk/julkaisu.html](http://www.hel.fi/ymk/julkaisu.html)) 952-473-164-9
Painopaikka: Helsingin kaupungin hankintakeskus
Helsinki 2003

**VEDEN LAADUN MUUTOSTEN VAIKUTUS HELSINGIN JA ESPOON
EDUSTAN MERIALUEIDEN POHJAEÄIMISTÖÖN
VUOSINA 1973–2001**

SISÄLLYS

	Tiivistelmä Sammandrag Summary	
1	Johdanto.....	1
2	Tutkimusalue ja kuormitus	1
3	Aineisto ja menetelmät	4
	3.1 Näyteasemat.....	4
	3.2 Vedenlaatuaineisto.....	5
	3.3 Monimuuttuja-analyysit.....	6
4	Tulokset	6
	4.1 Vedenlaatu	6
	4.1.1 Happiolot ja ravinnepitoisuus	6
	4.1.2. Suolaisuus ja lämpötila	10
	4.2. Pohjaeläimistön muutokset	12
	4.2.1 Ulkosaaristo	12
	4.2.2. Sisäsaaristo	19
	4.2.3. Lahtialueet	24
	4.3. Pohjaeläinten vertikaalijakauma ja alueellinen esiintyminen	31
	4.4. <i>Marenzelleria viridis</i> –monisukamadon esiintyminen.....	31
	4.5. Pohjaeläinten, näyteasemien ja ympäristötekijöiden suhteet.....	37
5	Yhteenveto ja johtopäätökset.....	43
6	Lähdeluettelo	45

Tiivistelmä

Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon Edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin Helsingin ja Espoon merialueiden pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua vuosina 1973 - 2001. Pohjaeläimistöllä on vesiekosysteemissä tärkeä merkitys mm. kalojen ravintona. Pohjaeläimistöä on vesistötutkimuksissa pitkään käytetty vesistön tilan indikaattorina. Aineistona käytettiin Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailun materiaalia ja muutoksia analysoitiin käyttäen laji- tai ryhmäkohtaisia yksilötiheyksiä. Pohjaeläimistön muutoksia verrattiin kuvaajien ja tilastollisten monimuuttaja-analyysien avulla vedenlaadun muutoksiin.

Tulokset osoittavat pohjaeläimistön vaihtelevan sekä alueellisesti että ajallisesti. Alueellinen vaihtelu liittyy paljolti saariston vyöhykkeisyyteen, missä muodostuu selkeitä gradientteja syvyyden, suolaisuuden, lämpötilan sekä rehevyydestason ja happitilanteen suhteen siirryttäessä sisälahdilta avomerelle. Näiden vyöhykkeiden sisällä on nähtävissä erilaisia ajallisia kehityssuuntia. Tärkeimmät muutoksia selittävät tekijät ovat ravinnekuormituksen ja siihen liittyvän happipitoisuuden sekä suolaisuuden vaihtelu. Vedenlaadun parantumiseen liittyvät pohjaeläinten runsausmuutokset ovat selvimmin havaittavissa lahtialueilla ja sisäsaaristossa, missä harvasukamatojen ja surviaissääskien toukkien määrät ovat kasvaneet. Muutokset ulkosaaristossa eivät liity niinkään paikalliseen kuormitukseen, vaan kuvaavat enemmän merialueen yleistä kehitystä. Yksilötiheyksien huippu ulkosaaristossa ajoittui 1970- ja 1980-lukujen taitteeseen, jolloin yhteisöt olivat valkokatkojen hallitsevia. Tämän jälkeen valkokatkan määrä on laskenut ja liejusimpukasta on monin paikoin tullut valtalaji. Myös sisäsaaristossa liejusimpukan määrä on lisääntynyt. Mereisten lajien runsauden muutokset heijastavat yleistä suolapitoisuuden vaihtelua. Alueelle on kotiutunut tulokaslajina *Marenzelleria viridis* -monisukamato, joka on yleinen muttei runsaslukuinen. Ilmiön ekologisesta merkityksestä ei ole vielä selvää käsitystä.

Alueen pohjaeläinseuranta kuvaa hyvin fysikaalis-kemiallisen vedenlaadun vaikutusta pohjaekosysteemin tilaan. Luotettava tulkinta edellyttää riittävää alueellista ja ajallista kattavuutta. Nykyinen tarkkailuohjelma antaa tähän riittävän pohjan. Vesipuitedirektiivin tavoitteiden toteuttamisessa tällaiset seurantatutkimukset luovat osaltaan perustan vesien laatu luokittelulle ja ekologisen tilan seurannalle. Tältä osin Helsingissä ja Espoossa jo pitkään toteutettu biologinen vesistön tilan tarkkailu vastaa hyvin vesipuitedirektiivin vaatimuksia.

Sammandrag

Inverkningarna av förändringarna i vattenkvaliteten på Helsingfors' och Esbos havsområdets bottendjursfauna år 1973–2001.

Denna studie granskade variationen i bottendjurssamhällena på Helsingfors' och Esbos havsområden under åren 1973–2001. Bottendjuren är viktiga inom vattenekosystemet bl.a. som fiskföda. Bottendjursfaunan har inom vattenforskningen sedan länge använts som en indikator för vattendragens tillstånd. Som material användes den för Helsingfors' och Esbos havsområden ålagda övervakningens monitoreringsmaterial, och förändringarna analyserades på basen av art- eller gruppbaserad täthet av individer. Förändringarna i bottendjursfaunan jämfördes grafiskt och med hjälp av statistisk multivariat analys med förändringarna i vattenkvaliteten.

Resultaten visar att bottendjursfaunan varierar såväl spatialt som temporalt. Den spatiala variationen hör rätt långt ihop med skärgårdens zonmässighet där det bildas klara gradienter med avseende på såväl djup, salthalt, temperatur som frodighetsgrad och syresituation då man rör sig från innervikarna mot det yttre havet. Inom dessa zoner kan påvisas olika tidsmässiga utvecklingstrender. Variationen i näringsbelastningen och i de därmed förknippade syreförhållandena samt i salthalten är de viktigaste faktorerna som påverkat dessa förändringar. De förändringar i bottendjurens tätheter som hör ihop med förbättringarna i vattenkvaliteten går bäst att påvisa på vikområdena och i den inre skärgården, där mängden av fåborstmaskar och fjädermygglarver har ökat. Förändringarna i ytterskärgården speglar inte så mycket den lokala belastningen som havsområdets allmänna utveckling. Individantalen i ytterskärgården kulminerade i skiftet mellan 1970- och 1980-talen då vitmärlan dominerade bottendjurssamhällena. Därefter har vitmärlorna gått tillbaka och östersjömusslan har mångstädes blivit den dominerande arten. Också i innerskärgården har östersjömusslorna ökat i antal. Variationerna i mängderna av mer marina arter speglar den allmänna variationen i salthalten. Mångborstmasken *Marenzelleria viridis*, en invasionsart som har gjort sig hemmastadd på området, är allmän men inte riklig. Den ekologiska betydelsen av detta fenomen har ännu inte klarnat.

Bottendjursmonitoreringen på området beskriver väl hur den fysikalisk-kemiska vattenkvaliteten påverkar bottendjurekosystemets tillstånd. För att pålitligt kunna tolka resultaten krävs dock en tillräcklig spatial och temporal utsträckning. Det nuvarande granskningsprogrammet möjliggör detta. Monitorering som denna bildar för sin del en grund för den kvalitetsklassificering och uppföljning av ekologiskt tillstånd för vattendrag som behövs för att uppfylla vattenramdirektivets målsättningar. I detta avseende fyller den i Helsingfors och Esbo sedan länge utförda biologiska granskningen av vattendragets tillstånd vattenramdirektivets krav väl.

Summary

The effects of the changes in water quality on the benthic fauna in the sea areas of Helsinki and Espoo between 1973 and 2001.

This study explored the variations in the benthic fauna of the sea area of Helsinki and Espoo between 1973 and 2001. The benthic fauna is important in the water ecosystem e.g. as food for the fish. Benthic fauna has long been utilized as an indicator of the state of water bodies in water research. This study used material gathered by the long-term required monitoring of the sea areas of Helsinki and Espoo, and the variations were analysed on the basis of species- or groupbased abundance of individuals. The changes in the benthic fauna were compared to the changes in water quality using graphics and statistical multivariate analyses.

The results show that there are both spatial and temporal variations in the benthic fauna. The spatial variability is largely a function of the archipelago zones which produce clear gradients of depth, salinity, temperature as well as of trophic state and oxygen concentration from the inner bays to the outer sea area. Within these zones different temporal trends can be discerned. The variation in nutrient loading and oxygen state and in salinity are the main factors which explain these changes. Changes in the abundances of benthic animals connected with the improvement in the water quality could be discerned in particular in the bay areas and the inner archipelago, where the numbers of oligochaetes and chironomid larvae have increased. In the outer archipelago the changes are not clearly connected to the local loading but rather a function of the general development of the whole sea area. The highest abundance of individuals occurred at the end of the 1970s and the beginning of the 1980s, when *Monoporeia affinis* dominated the benthic communities. After this, the numbers of *Monoporeia affinis* have declined and Baltic Tellin (*Macoma baltica*) has become dominant in many places. Baltic Tellin has also become more abundant in the inner archipelago. The changes in abundances of marine species reflect the general changes in salinity. The invasive species and polychaete *Marenzelleria viridis* has introduced itself into the area as a common but not abundant species. The ecological significance of this phenomenon is so far not known.

The monitoring of the benthic fauna in this area reflects the effects of the changes in physical and chemical water quality on the state of the benthic communities fairly well. In order to interpret the results in a credible way enough spatial and temporal coverage is needed. The present monitoring program makes this possible. Monitoring programs like this produce a good basis on which to build the quality classification and monitoring of the ecological state required for the realisation of the objects of the Water Framework Directive. In this respect the existing long-term biological water body monitoring in Helsinki and Espoo is well up to the requirements posed by the Water Framework Directive.

1 Johdanto

Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ja sitä edeltäneiden kaupungin vesien-tutkimusyksiköiden toimesta on seurattu Helsingin ja Espoon merialueiden tilaa 1960-luvulta lähtien. Seuranta sai alkunsa, kun Helsingin kaupunginhallituksen toimesta vuonna 1964 asetetun ns. jätevesikomitean työn pohjaksi tarvittiin perusteellista tietoa vesialueen tilasta. Myös Helsingin ja Espoon jätevesien käsittelyyn ja johtamiseen liittyviä katselmustoimituksia varten tarvittiin tietoa vesistön laadusta. Sen jälkeen seuranta on perustunut vesioikeuden päätösten lupaehtoihin. 1960-luvun lopulta lähtien tämä velvoitetarkkailu on käytännössä toteutettu yhteistarkkailuna Helsingin ja Espoon merialueilla. Ensimmäiset jätevesien käsittelyä ja johtamista kokonaisuudessaan käsitelleet päätökset annettiin Helsingin osalta vuonna 1971 ja Espoon osalta vuonna 1975. Pohjaeläimistössä tapahtuneiden muutosten seuranta on ollut osa tätä velvoitetarkkailua ja se aloitettiin vuonna 1968. Tutkimuksessa käytettyjen näyteasemien määrä on seurannan aikana vaihdellut, vuoden 1968 jälkeen säännöllisessä seurannassa on säilynyt 16 näyteasemaa (Norha 2001). Näin pitkät aikasarjat ovat harvinaisia, vastaavia löytyy Hangon Tvärminnen alueelta (Karjala & Lassig 1985, Kangas ym. 2001) sekä Suomenlahden avomerialueelta (Andersin & Sandler 1991, Laine ym. 1997). Useimmilta näyteasemilta on samalta ajalta käytettävissä vedenlaatutietoja, jolloin vedenlaadun muutosten vaikutusta pohjaeläimistöön voidaan arvioida. Jo ennen säännöllisen seurannan aloittamista kartoitettiin Helsingin edustan pohjaeläimistöä vuosina 1961-62 (Laakso 1965). Pohjaeläinseurannan tuloksia on käsitelty vuosittain julkaistavissa velvoitetarkkailuraporteissa. Seurannan aikana kerätystä aineistosta on julkaistu myös laajempia raportteja (Luotamo 1971, Viitanen 1971, Varmo 1978, 1994, Skog & Varmo 1980).

Pohjaeläimistöä pidetään hyvänä vesiympäristön tilan indikaattorina, sillä se on suhteellisen paikallaan pysyvää ja pitkäikäistä ja ilmentää pidemmän aikavälin muutoksia monia muita biologisia muuttujia paremmin. Pohjaeläimistön ekologia, vaste likaantumiselle (orgaanisen aineksen kuormitukselle) ja siihen usein liittyvälle veden liuenneen hapen puutteelle tunnetaan melko hyvin (esim. Leppäkoski 1975, Pearson & Rosenberg 1978, Diaz & Rosenberg 1995, Gray ym. 2002). Vesipuitedirektiivissä (2000/60/EC) biologisilla muuttujilla ja pohjaeläimistöllä on keskeinen rooli ympäristön tilan arvioinnissa.

Tämä raportti on yhteenveto vuosien 1973 – 2001 pohjaeläinseurannasta. Aineistoa on rajattu koskemaan yksilömäärien vaihtelua näyteasemilla, joilta on mahdollisimman yhtenäisiä vuosittaisia aikasarjoja sekä intensiivivuosien alueellisesti kattavampaa materiaalia. Raportissa esitetään myös alueen rehevöitymiskehitystä sekä hydrografiaa kuvaavia vedenlaadun muutoksia. Muutosten kuvailun lisäksi käytetään tilastollisia monimuuttujamenetelmiä pohjaeläinyhteisöjen rakenteen tutkimiseen ja havaittujen muutosten suhteuttamiseen vedenlaadussa tapahtuneisiin muutoksiin.

2 Tutkimusalue ja kuormitus

Tutkimusalue kuuluu Suomenlahden pohjoisrannikon saaristovyöhykkeeseen. Se koostuu suhteellisen eristettyjen lahtien vyöhykkeestä, missä veden keskisyvyys on vain 1-3 m, tämän vyöhykkeen ulkopuolella olevasta 7-10 km levyisestä saaristovyöhykkeestä (syvyys 10-20 m) sekä uloimpana ulkoluotojen ja avomeren vyöhykkeestä, missä veden syvyys on usein yli 30 m. Alueella on neljä syvälle mantee-reelle ulottuvaa lahtea (Espoonlahti, Laajalahti, Vanhankaupunginlahti sekä Vartiokylänlahti), joilla vedenvaihtuvuus on rajoitetumpaa kuin ulommassa saaristossa. Merkittävimmät alueelle laskevat joet ovat Vanhankaupunginlahteen laskeva Vantaanjoki sekä Espoonlahteen laskevat Espoon- ja Mankinjoki. Alueen itäosassa on merkitystä myös Sipoonlahteen laskevalla Sipoonjoella. Alueen saaristo on harvahkoa varsinkin Helsingin edustalla, minkä vuoksi veden vaihtuvuus saaristossa

on hyvä. Aluetta luonnehtivat kaakosta luoteeseen suuntautuvat syvänteet, joiden kautta vettä Suomenlahden syvemmiltä alueilta voi siirtyä kumpuamislilmiön seurauksena sisemmäksi saaristoon.

Lahtialueilla merenpohja on pääasiassa viimeaikaista (resentiä) liejua tai liejusavea (Rantataro 1992). Lahtien sulkeutuneisuuden vuoksi näille alueille tapahtuu aktiivista sedimentaatiota. Myös sisemmässä saaristossa on selviä sedimentaatioalueita mm. Laajasalon itäpuolella ja Suvisaaristossa. Ulommassa saaristossa merenpohja on moreenin peittämää kalliota tai glasiaalista tai postglasiaalista savea. Nämä alueet ovat transportaatio- ja eroosiopohjaa ja sedimentoitumista tapahtuu vain pienialaisissa syvännekohdissa. Hiekka- ja soraesiintymiä on ennen kaikkea Vuosaaresta Santisen ja Hattusaaren kautta Soratontulle ulottuvalla alueella.

Alueen vesi on murtovettä ja varsinkin Vantaanjoen vaikutusalueella on selvä suolaisuuden gradientti. Pysyvää suolaisuuden harppauskerrosta (halokliinia) ei alueella ole esiintynyt 1980-luvun alun jälkeen. Kesäaikana muodostuu lyhytaikaisesti termokliini, joka ulkosaaristossa yleensä sijaitsee 10-15 m syvyydessä. Varsinkin Espoonlahden - Suvisaariston alueella, mutta myös eräillä muilla alueilla, kehittyy erityisesti lämpiminä kesinä makean jokiveden aikaansaaman suolaisuuskerrostuneisuuden ja termokliinin vaikutuksesta kerrostuneisuus, joka voi johtaa lahtialueiden erillisten syvänteiden hapettomuuteen (Pesonen 1997).

Helsingissä ja Espoossa on nykyisin kaksi jätevedenpuhdistamoa, Viikinmäen ja Suomenojan puhdistamot. Molemmat jätevedenpuhdistamot ovat biologisia aktiivilietelaitoksia, joissa fosforinpoisto on toteutettu rinnakkaissaostuksena ja typen poisto esidenitrifikaatioperiaatteella. 1970-luvun alussa Helsingissä oli käytössä 11 biologista jäteveden puhdistamoa ja Espoossa yksi mekaaninen puhdistamo. Jätevedet johdettiin rantavesiin puhdistamoiden lähistölle. Helsingissä puhdistamoita ja niiden purkupaikkoja poistettiin asteittain. Vuoden 1987 jälkeen, kun Katajaluodon eteläpuolelle johtava jätevesitunneli oli otettu käyttöön, ei Laajalahdelle ja Vanhankaupunginselälle enää johdettu jätevesiä (Taulukko 1), lukuunottamatta puolen vuoden jaksoa talvella 1995/96. Tuona aikana puhdistetut jätevedet Viikinmäen puhdistamolta johdettiin tilapäisesti Vanhankaupunginlahteen Katajaluodon tunnelin sortuman vuoksi. Skatanselälle ja Lauttasaarenselälle johdettiin vielä jonkin aikaa jätevesiä Vuosaaren ja Lauttasaaren puhdistamoilta. Sen jälkeen, kun Viikinmäen jätevedenpuhdistamo valmistui vuonna 1994, on kaikki jätevedet Helsingistä johdettu tunnelia pitkin ulkosaaristoon (Pesonen ym. 1995). Espoon Suomenojan puhdistamolta johdettiin jätevedet aluksi rantavesiin, sitten joidenkin vuosien ajan Suvisaaristoon Bodön selälle ja lopulta vuodesta 1974 alkaen tunnelia pitkin ulkomerelle Ison Lehtisaaren eteläpuolelle.

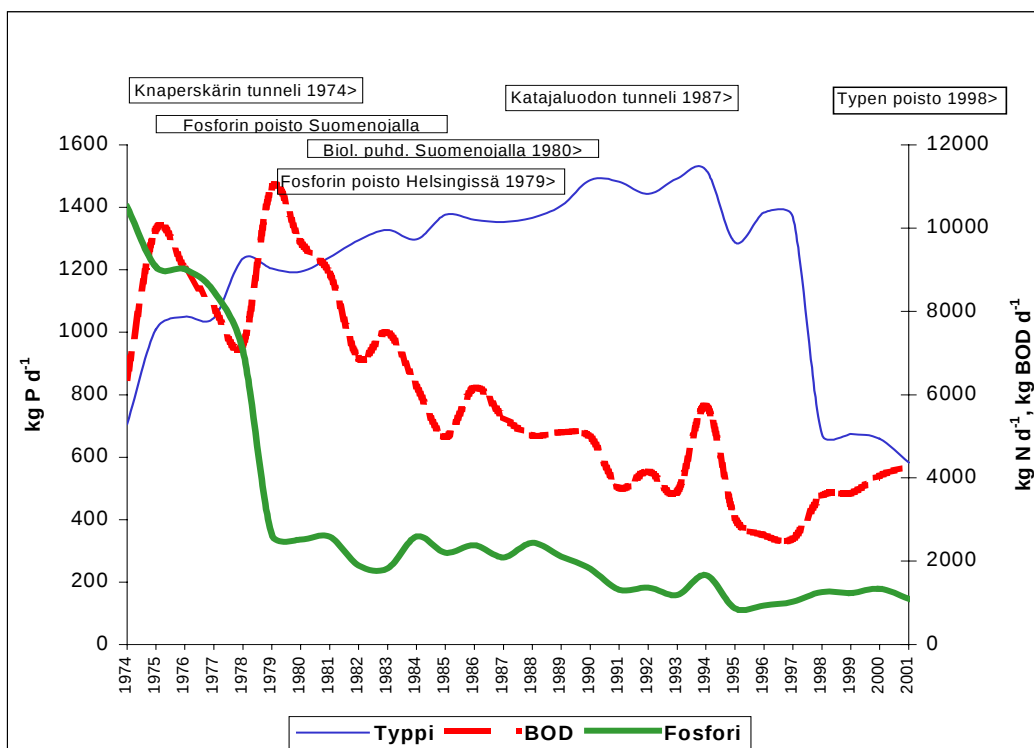
Taulukko 1. Puhdistettujen jätevesien purkupaikat Helsingissä ja Espoossa, purkupaikkojen käyttöajat sekä jätevedenpuhdistamot, joilta alueille on johdettu jätevesiä.

Jätevesien purkualue	Purkualueen käyttöaika	Jätevedenpuhdistamo
<i>Helsinki:</i>		
Iso-Huopalahti	1957-1986	Talin puhdistamo
Seurasaarenselkä	1935-1978	Rajasaaren puhdistamo
Vanhankaupunginselkä	1932-1986 1963-1986	Kyläsaaren puhdistamo Viikin puhdistamo
Hopeasalmi	1968-1975	Mustikkamaan puhdistamo
Naurislahti	1960-1975	Kulosaaren puhdistamo
Porolahti	1959-1967	Herttoniemen puhdistamo
Tullisaarenselkä	1967-1985	Herttoniemen puhdistamo
Vuorilahti	1966-1988	Laajasalon puhdistamo
Vuosaarenlahti	n.1960-1970	Vuosaaren lammikkopuhdistamo
Skatanselkä	1971-1994	Vuosaaren puhdistamo

Lauttasaarenselkä	1962-1992	Lauttasaaren puhdistamo
Merisatama	1967-1985	Munkkisaaren puhdistamo
	1985-	
Katajaluoto	1985-1986	Munkkisaaren puhdistamo
(Katajaluodon tunneli)	1987-1993	Kyläsaaren puhdistamo
	1987-1993	Viikin puhdistamo
	1992-1993	Lauttasaaren puhdistamo
	1994-	Viikinmäen keskuspuhdistamo
		<i>Espoo:</i>
Bodön selkä	1963-1974	Suomenojan puhdistamo
Gåsgrundet	1974-	Suomenojan puhdistamo
(Suomenojan tunneli)		

Jätevesien mekaaniseen ja biologiseen puhdistukseen lisättiin 1970-luvun aikana fosforin kemiallinen poisto siten, että fosforinpoisto oli käytössä kaikilla Helsingin puhdistamoilla vuoteen 1979 mennessä. Samanaikaisesti tehostettiin biologista puhdistusta. Espoon Suomenojalla lisättiin jätevesien mekaaniseen puhdistukseen fosforin kemiallinen suorasaostus vuonna 1975. Biologinen puhdistus otettiin Suomenojalla käyttöön vuonna 1980. Typenpoisto on ollut sekä Viikinmäen että Suomenojan puhdistamoilla käytössä vuodesta 1999 alkaen.

Tarkastelukauden alkuvuosiin verrattuna on fosforin kokonaiskuormitus Helsingin ja Espoon merialueella pienentynyt lähes 90 % ja BOD-kuorma noin 25 % (Kuva 1). Typen kokonaiskuorma nousi jätevesivirtaaman kasvaessa 1990-luvulle saakka. Typenpoiston seurauksena typpikuorma on 1990-luvun puoliväliin verrattuna laskenut noin 60 %. Nykyisin kuormitus kohdistuu ulkosaaristoon, kun se 1970-luvun alussa kohdistui lahtialueille. Vanhan jätevesikuormituksen jäljiltä on lahti-alueiden sisäinen kuormitus edelleen korkea. Suurin lahtialueisiin kohdistuva kuormitus on nykyisin peräisin hajakuormituksesta ja alueelle laskevista joista, joista varsinkin Vantaanjoen aiheuttama fosforikuormitus on tulva-aikoina huomattava.

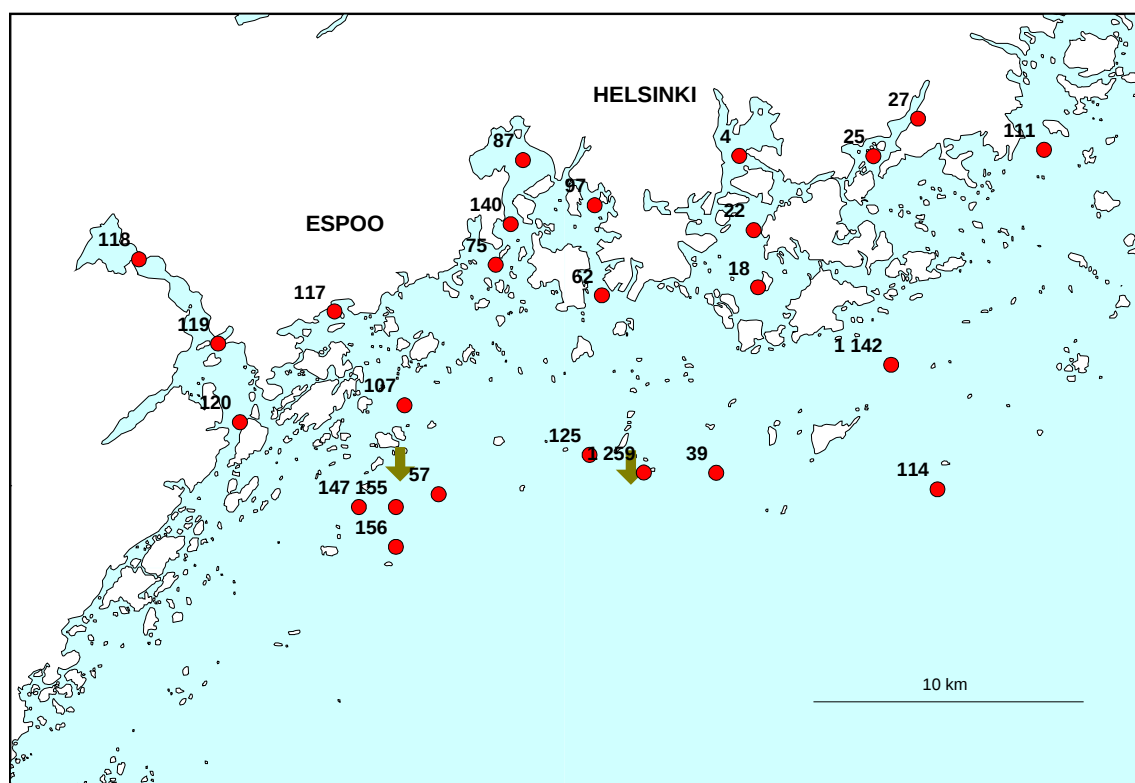


Kuva 1. Jätevesien puhdistuksen eteneminen Helsingin ja Espoon jätevedenpuhdistamoilla ja kuormitus mereen vuosina 1974-2001.

3 Aineisto ja menetelmät

3.1 Näyteasemat

Tutkimuksessa käytetty pohjaeläinaineisto on kerätty vuosina 1973-2001. Näyteasemia otettiin tarkasteluun mukaan 24, joista kymmeneltä on esitetty myös vedenlaatutietoja. Näyteasemien sijainti ilmenee kuvasta 2. Asemien sijainnin määrittämiseen on käytetty tutkaa, pohjan syvyyttä ja laatua, maamerkkejä ja myöhemmin satelliittipaikannusta (GPS). Näytteet on otettu sekä van Veen (ulomman saariston syvät pohjat) että Ekman-Birge (lahtialueiden ja sisäsaariston pehmeät pohjat) –näytteenottimilla (Taulukko 2). Van Veen -noutimella on otettu 3-5 rinnakkaista näytettä ja Ekman-Birge -noutimella 5-10 rinnakkaista. Näytteet seulottiin vuosina 1973-1977 1 mm ja 0,6 mm seuloilla ja vuosina 1978-2001 1 mm ja 0,5 mm seuloilla. Tämän jälkeen näytteet säilöttiin, vuoteen 1995 asti heksamiinilla puskuroituun 4 % formaliiniliuokseen, sen jälkeen etanoliin (94 paino-%), myöhempiä analyysejä varten. Laboratoriossa määritettiin lajisto, yksilömäärät laskettiin ja eläimet punnittiin. Märkäpaino punnittiin, kun näytteet olivat olleet säilöttyinä vähintään 1 kk. Ennen punnitusta eläimet kuivattiin imupaperilla. Mikäli näytteen yksilömäärä ylitti 500, näyte osoitettiin ja lukumäärä laskettiin osanäytteen perusteella. Eläimet pyrittiin määrittämään lajitasolle, mutta surviaissäsket (Chironomidae) ja harvasukamadot (Oligochaeta) määritettiin vain ryhmätasolle. Tulokset laskettiin vastaamaan yksilötiheyttä ja märkäpainobiomassaa neliömetrillä.



Kuva 2. Tutkimuksessa käytettyjen näyteasemien sijainti Helsingin ja Espoon merialueilla. Nuolet osoittavat nykyisten purkupaikkojen sijainnin ulkosaaristossa..

Taulukko 2. Tutkimuksessa käytettyjen näyteasemien syvyydet, pohjan laatu, käytetty pohja-eläinnäytteenotin, sijainti sekä vedenlaatutietojen esittäminen.

Hpnro	Nimi	Syvyys m	Pohjan laatu	Näytteen- otin	Sijainti (KKJ2)		Vedenlaatu- tiedot
					x	y	
4	Vanhankaupunginselkä	2,5	muta	Ekman-Birge	255530	667645	x
18	Vasikkasaari	16	savi	Ekman-Birge	255600	667155	x
22	Nimismies	13	muta/sulfidilieju	Ekman-Birge	255584	667368	
25	Vartiokylänlahti	4,5	muta	Ekman-Birge	256030	667644	x
27	Vartiokylänlahti	2	lieju	Ekman-Birge	256196	667784	
39	Flathällgrundet	40	savi/hiekka/konkreetioita	van Veen	255444	666463	x
57	Kytön väylä	29	savi/hiekka	van Veen	254409	666383	
62	Lauttasaarenselkä	11	savi/hiekka	van Veen	255018	667125	
75	Westendinselkä	8	savi/hiekka	van Veen	254622	667239	
87	Laajalahti	4	muta	Ekman-Birge	254724	667629	x
97	Rajasaari	4,5	lieju/savi/sulfidilieju	Ekman-Birge	254991	667461	
107	Bodön selkä	17,5	muta/savi/sulfidilieju	Ekman-Birge	254282	666715	
111	Skatanselkä	15,5	savi/muta	van Veen	256666	667668	x
114	Länsi-Tonttu	46	savi/muta/konkreetioita	van Veen	256269	666402	x
117 ¹⁾ 1171	Ryssjeholmsfjärden	3	muta	Ekman-Birge	254021	667065	x
118	Espoonlahti	11	muta	Ekman-Birge	253292	667259	
119	Espoonlahti	8	muta/sulfidilieju	Ekman-Birge	253587	666945	
120	Espoonlahti	13	muta/sulfidilieju	Ekman-Birge	253669	666652	
125	Katajaluoto	26	savi/hiekka/konkreetioita	van Veen	254972	666530	x
140	Lehtisaarenselkä	3,5	muta/savi	Ekman-Birge	254678	667390	
147	Knaperskär	25	muta/savi	van Veen	254112	666336	x
155	Knaperskär	30	savi/hiekka/konkreetioita	van Veen	254250	666336	
156	Knaperskär	30,5	savi/hiekka/konkreetioita	van Veen	254250	666187	
1142	Itäinen ulkosaaristo	28	savi/muta/konkreetioita	van Veen	256096	666866	
1259	Katajaluoto	29	savi/hiekka/konkreetioita	van Veen	255174	666464	

1) Ryssjeholmsfjärden: pohjaeläintiedot 1972-1985, havaintopaikkatunnus 117, 1986-2002, havaintopaikkatunnus 1171

Työssä käytettiin pohjaeläinainestoa, joka on kerätty syksyllä elo-joulukuun aikana. Mikäli näytteitä oli joltain näyteasemalta näinä kuukausina saman vuoden aikana useampia, laskettiin näytteiden yksilömäärien keskiarvo. Yhtään tyhjää havaintokertaa (näytettä) ei aineistossa ollut, vaan jokaisella kerralla löytyi pohjaeläimiä.

Pohjaeläinten runsautta kuvaavissa aikasarjoissa käytettiin kummankin seulan (0,6/0,5 ja 1 mm) yhdistettyjä tuloksia, koska Varmon (1978) mukaan pienemmän seulakoon aiheuttama ero tuloksissa ei ole suuri. Tilastolliseen analyysiin käytettiin tuloksia kymmeneltä asemalta, joilta oli käytettävissä vedenlaatutietoja. Pohjaeläinainestoa verrattiin syksyn ja talven veden-laatuaineistoon, tässä vertailussa käytettiin vain 1 mm seulakoon tuloksia.

3.2 Vedenlaatuaineisto

Vedenlaatunäytteitä on otettu kulloinkin voimassa olleen velvoitetarkkailuohjelman mukaisesti, vuoteen 1990 saakka pääosin kuusi kertaa vuodessa ja vuodesta 1991 lähtien kuukausittain (10-12 kertaa vuodessa). Näytteitä otettiin pääsääntöisesti pinnasta, pohjan läheltä sekä näiden puolivälistä. Osasta näyteasemia on näytteitä otettu 5 m välein pinnasta pohjaan. Pohjanläheisistä näytteistä laskettiin suolaisuuden ja lämpötilan elo-lokakuun ajalta. Aineistosta haettiin myös vuotuiset pohjanläheisen hapen kyllästysasteen minimiarvot. Talvinen ravinnepitoisuus (typen ja fosforin kokonaispitoisuudet) laskettiin tammi-maaliskuulta koko vesipatseen keskiarvoina.

3.3 Monimuuttuja-analyysit

Pohjaeläinyhteisöjen rakenteessa esiintyvää alueellista ja ajallista vaihtelua analysoitiin tilastollisilla monimuuttujamenetelmillä. Aineistona käytettiin laji- ja ryhmäkohtaisia yksilötiheyksiä. Aluksi yhteisöjä luokiteltiin käyttäen Bray-Curtis – similariteettiin perustuvaa klusterointia (vuodet 1973, 1978, 1986, 1991, 1996 ja 2000), minkä jälkeen havaittuja ryhmiä vertailtiin edelleen ei-parametrisen moniulotteisen skaalauksen (NMDS) avulla. Nämä analyysit tehtiin PRIMER-ohjelmistolla (Clarke & Warwick 1994). Tulosten perusteella aineisto voitiin jakaa sisä- ja ulkosaariston asemiin niiden samankaltaisuuden perusteella. Tämän jälkeen analysoitiin kumpaakin aluetta erikseen kaikkien vuosien osalta. Yhteisörakenteen ja lajien esiintymisen suhdetta ympäristötekijöihin tutkittiin käyttäen kanonista korrespondenssianalyysia (CCA, esim. ter Braak & Verdonschot 1995). Tässä käytettiin Canoco for Windows –ohjelmistoa (ter Braak & Šmilauer 1998).

4 Tulokset

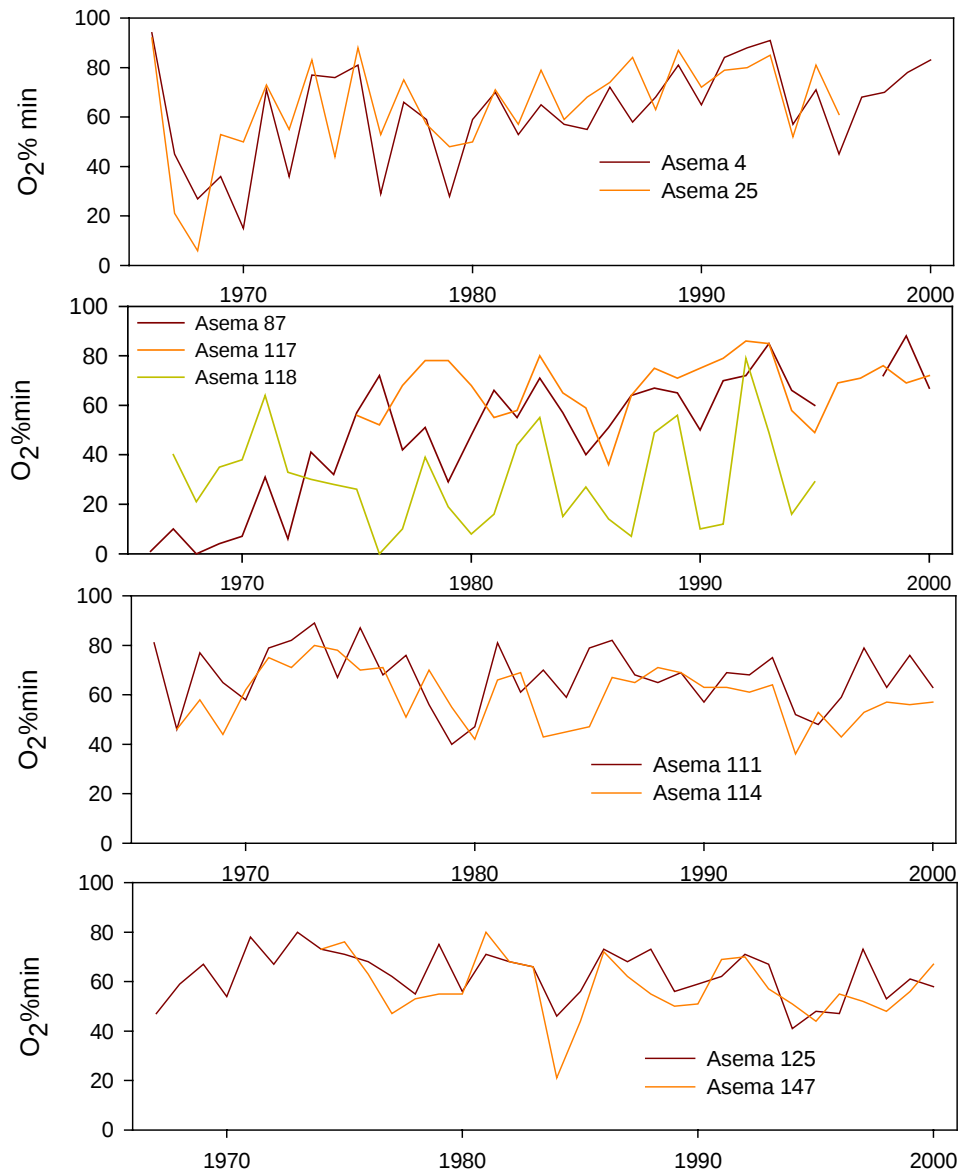
4.1 Vedenlaatu

4.1.1 Happiolot ja ravinnepitoisuus

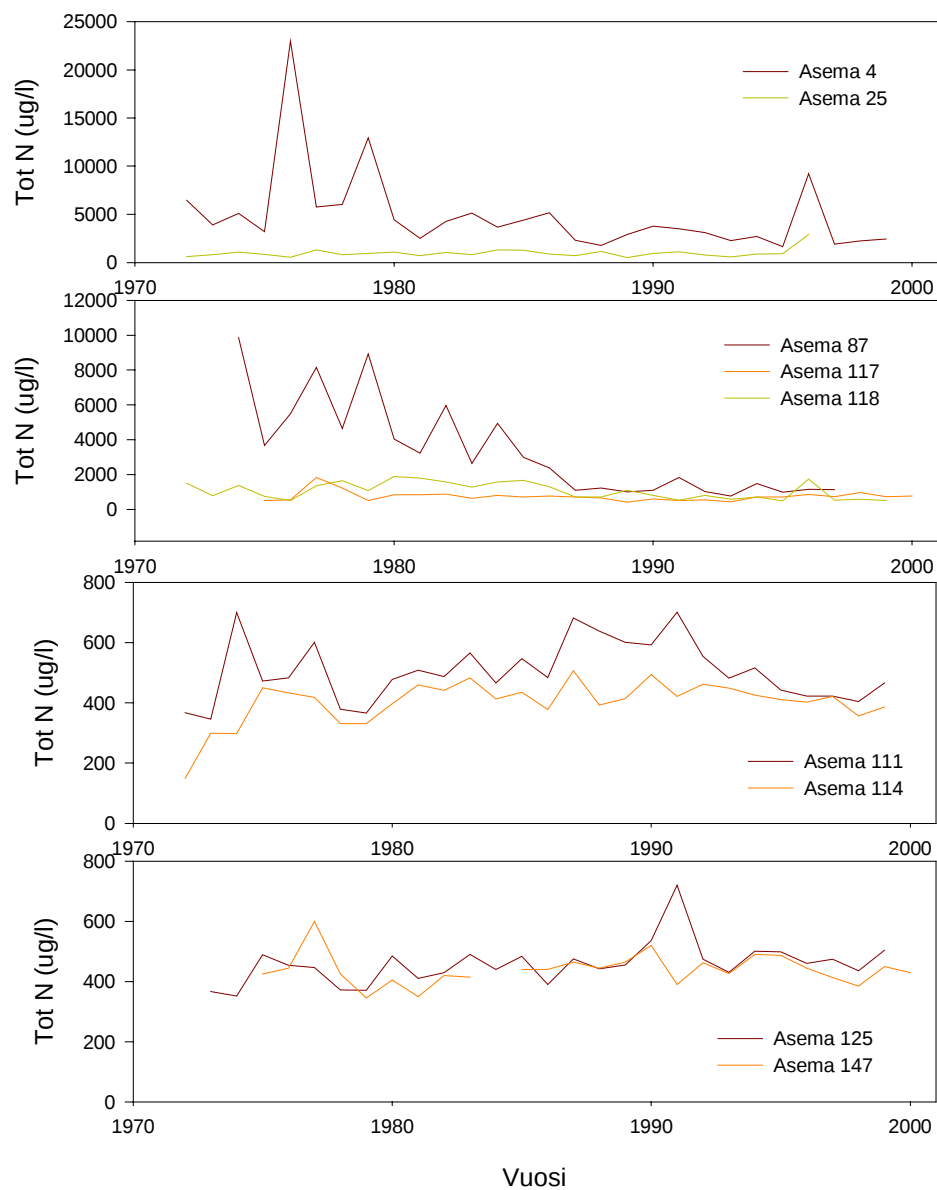
Vedenlaatua on käsitelty tarkemmin myös Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailun raporteissa (esim. Pesonen & Pellikka 2001).

Hapen minimikyllästyneisyysarvot kuvaavat hyvin pohjan happitilanteen kriittisiä ajanjaksoja (Kuva 3a). Lahtialueilla pohjan happitilanne on parantunut selvästi 1970-luvulta lähtien. Näyteasema 118 Espoonlahdella sijaitsee Espoonlahden perukan erillisessä syvänteessä, mikä selittää alhaiset happipitoisuudet. Tällä alueella veden vaihtuvuus on huono ja vesi kerrostuu voimakkaasti loppukesällä. Ulkosaariston asemilla selvää muutosta ei ole havaittavissa, happitilanne näyttää pienimpien arvojen perusteella olleen kohtalainen pohjaeläimistön kannalta.

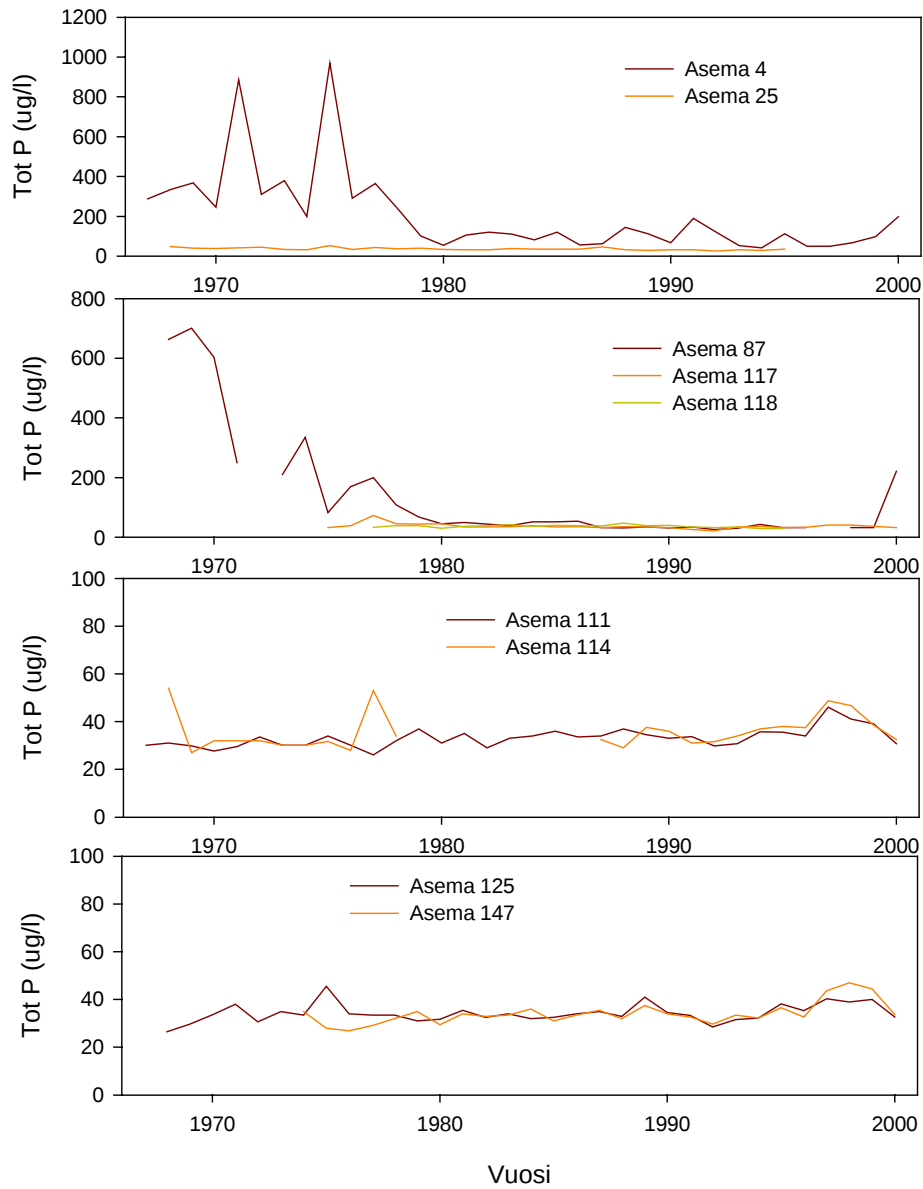
Talviset ravinnearvot kuvaavat ravinnekuormituksen muutoksia sekä suuntaa antavasti seuraavan kevätkukinnan käytettävissä olevaa ravinmäärää. Kuvista 3b ja 3c havaitaan, että lahtialueilla typen ja fosforin kokonaispitoisuudet ovat laskeneet sekä tehostuneiden jäteveden puhdistustoimenpiteiden että ennen kaikkea jätevesikuorman muualle siirtämisen vuoksi. Selvin parannus on tapahtunut aiemmin voimakkaasti kuormitetuilla Laajalahdella (näyteasema 87) ja Vanhankaupunginlahdella (näyteasema 4). Vanhankaupunginlahdella kevättalvella 1996 todettu typen piikki liittyy Viikinmäen jätevedenpuhdistamon kuorman tilapäiseen johtamiseen lahdelle. Fosforin kannalta on mielenkiintoista pitoisuuksien yhtäaikaista nousua Vanhankaupunginlahdella ja etenkin Laajalahdella vuonna 2000. Lahtiin kohdistuva ulkoinen ravinnekuorma ei ole kasvanut, joten syynä lienee lahtien pohjasedimenttiin varastoituneen fosforin mobilisoituminen, sisäisen kuormituksen kasvu, mahdollisesti kohonneiden lämpötilojen vuoksi (kuva 5). Ulkosaaristossa muutokset eivät ole yhtä selviä. Kuitenkin sekä Skatanselällä että Katajalaudon lähellä havaittiin korkeita typpipitoisuuksia 1990-luvun alussa, minkä jälkeen Skatanselän pitoisuudet ovat olleet laskussa (jätevesien johtaminen Skatanselälle lopetettiin vuonna 1994). Fosforin osalta on havaittu selvää pitoisuuksien nousua kaikilla ulkosaariston asemilla 1990-luvun lopulla.



Kuva 3a. Pohjanläheisen hapen vuotuisia minimikyllästyneisyysarvoja Helsingin sisälähdillä (näyteasemat 4 ja 25), Espoon sisälähdillä (näyteasemat 87, 117 ja 118) ja Helsingin ja Espoon ulommassa saaristossa (näyteasemat 111, 114, 125 ja 147).



Kuva 3b. Talviaikaisia veden kokonaistypipitoisuuksia Helsingin sisälähdillä (näyteasemat 4 ja 25), Espoon sisälähdillä (näyteasemat 87, 117 ja 118) ja Helsingin ja Espoon ulkosaaristossa (näyteasemat 111, 114, 125 ja 147). Huomaa eri asteikot pitoisuuksissa.

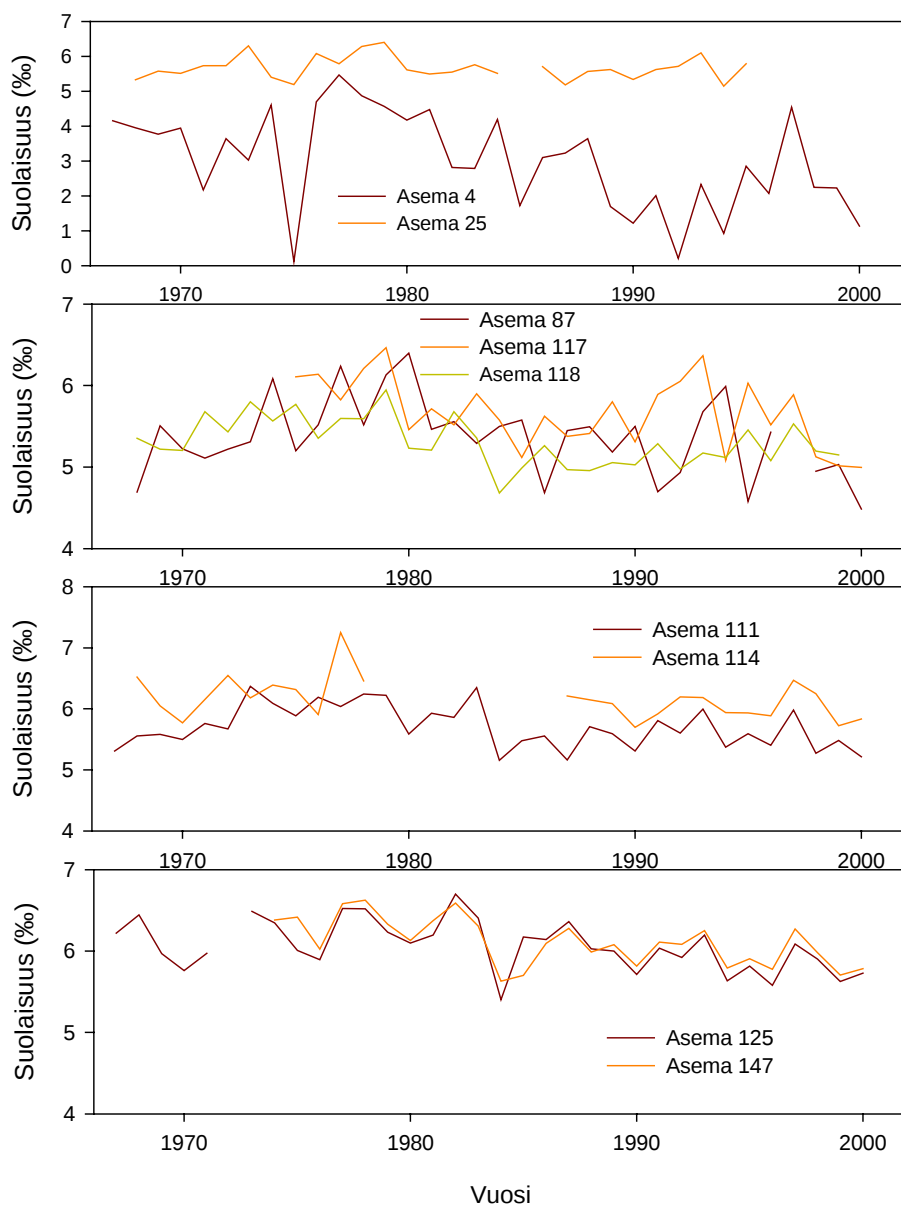


Kuva 3c. Talviaikaisia veden kokonaisfosforipitoisuuksia Helsingin sisälähdillä (näyteasemat 4 ja 25), Espoon sisälähdillä (näyteasemat 87, 117 ja 118) ja Helsingin ja Espoon ulkosaaristossa (näyteasemat 111, 114, 125 ja 147). Huomaa eri asteikot pitoisuuksissa.

4.1.1.2. Suolaisuus ja lämpötila

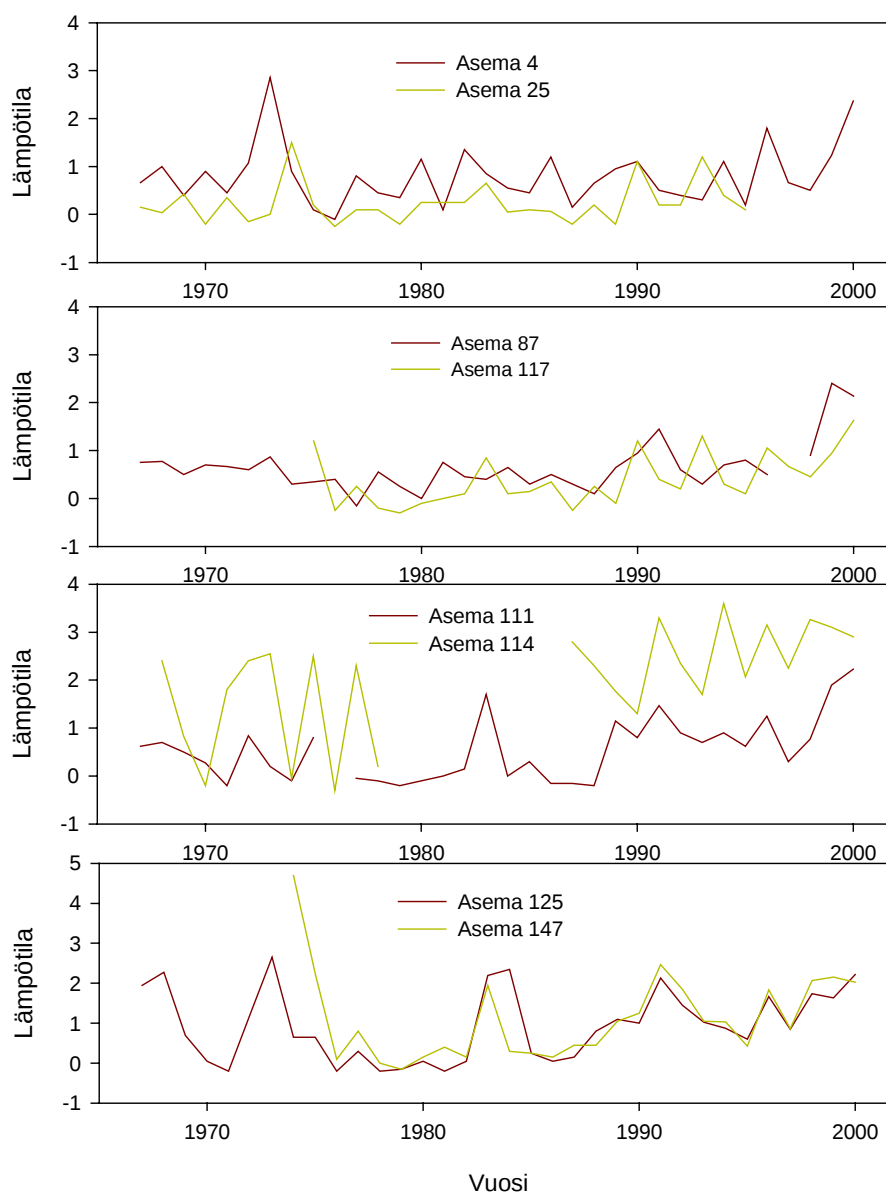
Alimmillaan suolaisuus on jokivesien vaikutuspiirissä, ennen muuta Vanhankaupunginlahdella, missä vesi Vantaanjoen tulva-aikoina on lähes suolatonta. Ulkosaa-ristossa pintaveden suolaisuus on noin 5 ‰ ja pohjanläheisessä vedessä yleensä yli 6 ‰ (Kuva 4). Suolaisuus oli alueella korkeimmillaan 1970-luvun lopulla, jolloin pohjanläheisen veden suolaisuus oli syvimmillä alueilla yli 7 ‰. (Pesonen ym. 1995). Suolaisuus näyttää laskeneen koko tutkimusalueella 1980-luvun alusta läh-tien.

Alueella ei ole esiintynyt suolaisuuden harppauskerrosta (halokliinia) 1970-luvun lopun jälkeen eikä myöskään happikatoa ulkosaa-riston pohjanläheisessä vedessä.



Kuva 4. Pohjanläheisen veden suolapitoisuuden (‰) vaihtelu Helsingin sisälähdillä (näyteasemat 4 ja 25), Espoon sisälähdillä (näyteasemat 87, 117 ja 118) ja Helsingin ja Espoon ulkosaa-ristossa (näyteasemat 111, 114, 125 ja 147).

Talvilämpötiloissa esiintyy epäsäännöllistä vuosienvälistä vaihtelua. Muutokset ulkosaariston eri näyteasemilla ovat samansuuntaisia (esim. ulkosaariston Kataja-luoto 125 ja Knaperskär 147). Useimmilla näyteasemilla on kuitenkin nähtävissä nouseva suuntaus pohjalämpötiloissa 1990-luvun puolivälistä lähtien (Kuva 5).



Kuva 5. Pohjanläheisen veden talviaikaisen (tammi-maaliskuu) lämpötilan muutos Helsingin sisälähdillä (näyteasemat 4 ja 25), Espoon sisälähdillä (näyteasemat 87, 117 ja 118) ja Helsingin ja Espoon ulommissa saaristossa (näyteasemat 111, 114, 125 ja 147).

4.2. Pohjaeläimistön muutokset

Makroskooppisten pohjaeläinten lajiston ja yksilötiheyden aineisto on jaettu kolmeen saaristovyöhykkeeseen: ulkosaaristoon (9 näyteasemaa), sisäsaaristoon (6 näyteasemaa) ja sisimpiin lahtialueisiin (9 näyteasemaa). *Marenzelleria viridis* – monisukamadon esiintymistä on tarkasteltu erikseen. Osalle näyteasemista on esitetty vuosittaisia aikasarjoja jaksolla 1973-2001, osasta on näyttöä vain intensiivinäytteenoton vuosilta (1973, 1978, 1986, 1991, 1996 ja 2000). Koko yhteisön muutosta kuvaavissa aikasarjakuvaajissa (Kuvat 6a -14) tyhjät kohdat merkitsevät puuttuvaa tietoa (ei näytteenottoa), koska aineistossa ei esiinny näytteenottokertoja, jolloin pohjaeläimistöä ei olisi havaittu. Pohjaeläimistön muutoksia verrataan myös soveltuvien osien hydrografiassa ja vedenlaadussa tapahtuneisiin muutoksiin, jotka on aiemmin esitelty kohdassa 4.1.

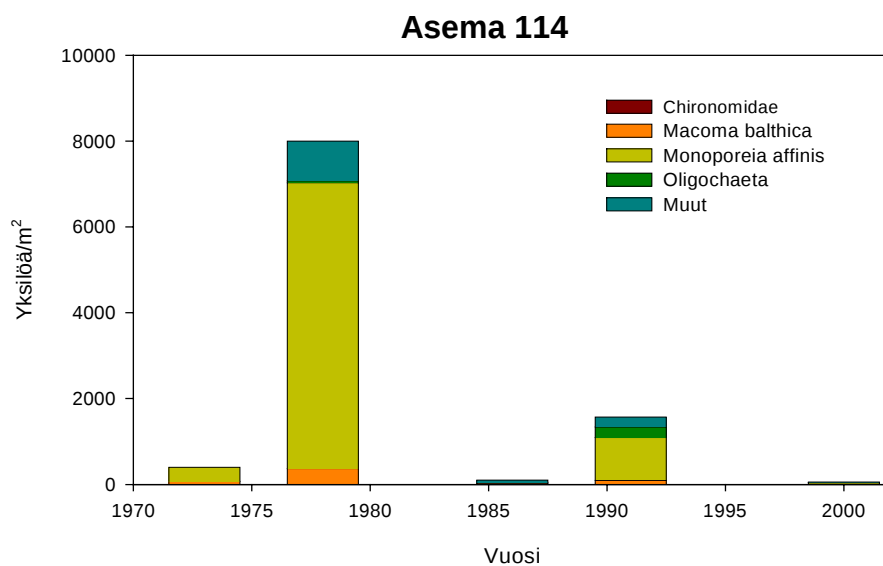
4.2.1 Ulkosaaristo

Itäisessä ulkosaaristossa (Länsi-Tonttu 114, syvyys 46 m, Kuva 6a) näkyy yksilömäärien voimakas huippu 1970-luvun lopussa, jolloin valtalajina oli valkokatka (*Monoporeia affinis*). Samaan aikaan myös muut mereiset lajit olivat runsaimmillaan ja *Pontoporeia femorata* –valkokatka muodosti yli 10 % kokonaisyksilömäärästä (Kuva 6b). Tämän jälkeen yksilötiheydet ovat pienentyneet voimakkaasti ja harvasukamadot (*Oligochaeta*) ovat olleet suhteellisesti runsaampia verrattuna aiempaan tilanteeseen. Happitilanne tällä alueella on pysynyt melko hyvänä eikä siinä ole juurikaan tapahtunut muutosta, alhaisimmat kyllästysarvot ovat vaihdelleet 40 ja 80 % välillä (Kuva 3). Hieman sisempänä itäisessä ulkosaaristossa, näyteasemalla 1142 (syvyys 28 m), valkokatka ei ole ollut yhtä runsas 1970-luvulla, mutta myös tällä paikalla lajin yksilömäärä on laskenut. Merkittävä muutos on ollut voimakas liejusimpukan (*Macoma baltica*) runsastuminen 1990-luvulla (Kuva 7). Lisäksi paikalle on asettunut vuonna 1993 tulokaslajina *Marenzelleria viridis* – monisukamato (Kuva 32).

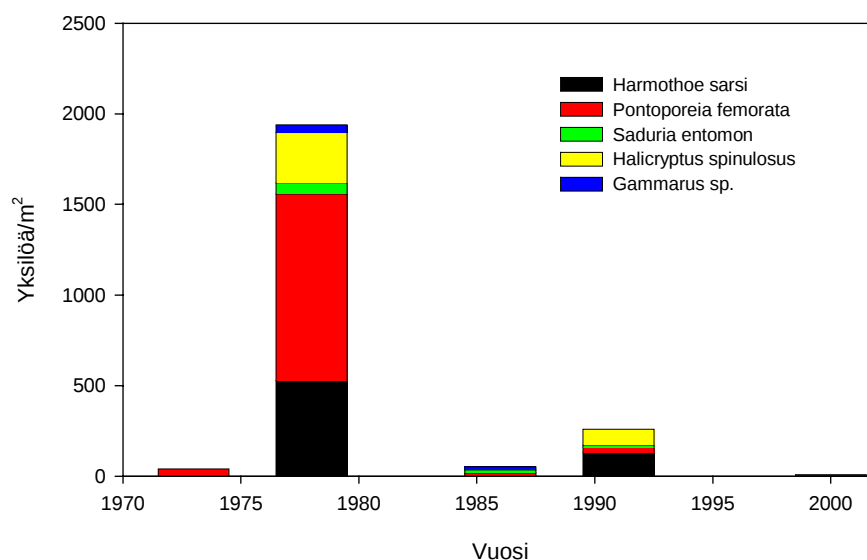
Helsingin jätevesien purkupaikan (Katajaluoto) lähialueilla (näyteasemat 39, 125 ja 1259; syvyydet 40, 26 ja 29 m) pohjaeläimistön muutos noudattaa edellä kuvattua kehitystä, jonka mukaan runsaimmat yhteisöt havaittiin 1970- ja 1980-lukujen vaihteessa (Kuvat 8, 9, ja 10a-b). Näyteaseman 125 (Katajaluoto, Kuva 10a) vuotuinen aikasarja antaa hyvän kuvan tästä kehityksestä. Näillä näyteasemilla havaittiin huippuvuosina korkeita kokonaisyksilötiheyksiä (>5 000 yks./m²). Valtalajeina *Monoporeia affinis* –valkokatkan ohella esiintyivät liejusimpukka (*Macoma baltica*) ja harvasukamadot (*Oligochaeta*). Harvalukuisista mereisistä lajeista runsaslukuisimpana tällä paikalla on esiintynyt makkaramato, *Halicryptus spinulosus* (Kuva 10b). Yksilömäärien pienenemisen ja valkokatkan taantumisen myötä on yhteisö muuttunut liejusimpukan ja harvasukamatojen hallitsemaksi. Liejusimpukkaa on esiintynyt runsaasti erityisesti näyteasemalla 1259 1990-luvun lopulla (Kuva 9). *Marenzelleria viridis* – monisukamato ilmestyi alueelle vuonna 1993, mutta sen yksilömäärät ovat pysyneet alhaisina, enimmillään runsaat 300 yks./m² (Kuva 32). Jätevesien johtaminen alueelle ei näy selvästi ravinnepitoisuuksissa ja happikyllästys pohjan lähellä on ollut yli 40 % (Kuvat 3a-c).

Espoon ulkosaariston jätevesien purkupaikan lähialueen näyteasemien (57, 147, 155 ja 156; syvyydet 29, 25, 30 ja 31 m) pohjaeläinyhteisöjen kehitys noudattaa pääosin jo edellä kuvattua yksilömäärien ja lajiston muutosta (Kuvat 11-14). Näyteaseman 147 vuonna 1986 alkavassa havaintosarjassa on huippu vuonna 1991 (Kuva 12), mutta ottaen huomioon pohjaeläinten suhteellisen alhaisen kokonaismäärän ja lajikoostumuksen se ei juurikaan poikkea alueen muista näyteasemista. *Marenzelleria viridis* – monisukamato asettui myös Espoon ulkosaaristoon vuonna 1993 (Kuva 32). Pohjanläheisen veden happiolojen muutoksesta tutkimusjaksolla ei ole viitteitä (Kuva 2).

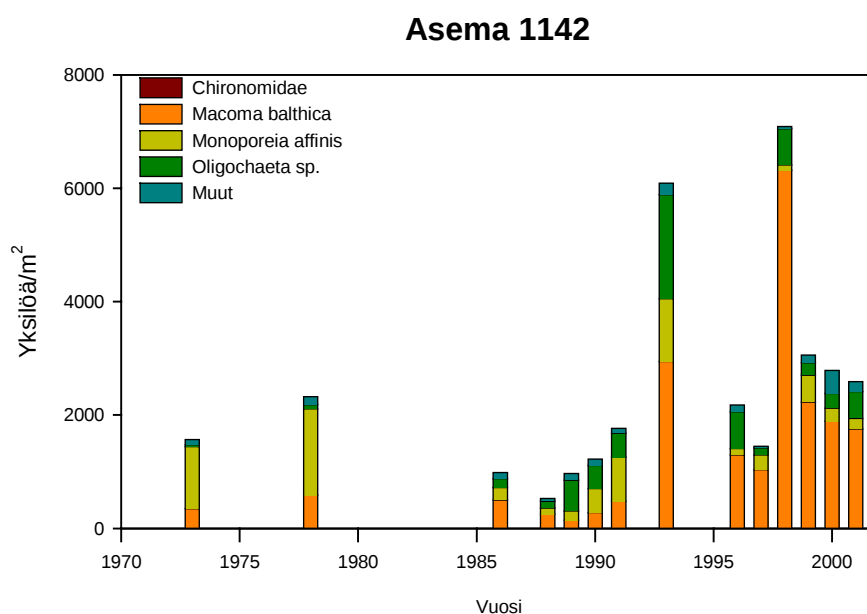
Yleisesti ottaen ulkosaariston ravinnepitoisuuksissa ei ole tapahtunut suuria muutoksia. 1970-luvun lopun korkea suolapitoisuus heijastui pohjaeläimistössä, tällöin alueella havaittiin runsaimmin mereisiä oloja suosivia lajeja. Valtalajien muutosta sen sijaan ei voida ainakaan suoraan kytkeä suolaisuuden muutoksiin. Pohjaeläimistön yksilötiheyksien huippu näyttää ajoittuneen 1970/1980 -lukujen taitteeseen, jolloin yhteisöt olivat valkokatkojen hallitsemia. Tämän jälkeen määrät ovat laskeneet ja liejusimpukasta on monin paikoin tullut valtalaji. Vaikka kokonaisyksilötiheydet ovatkin laskeneet, on pohjaeläimistön biomassassa epäilemättä kasvanut liejusimpukan runsastumisen myötä.



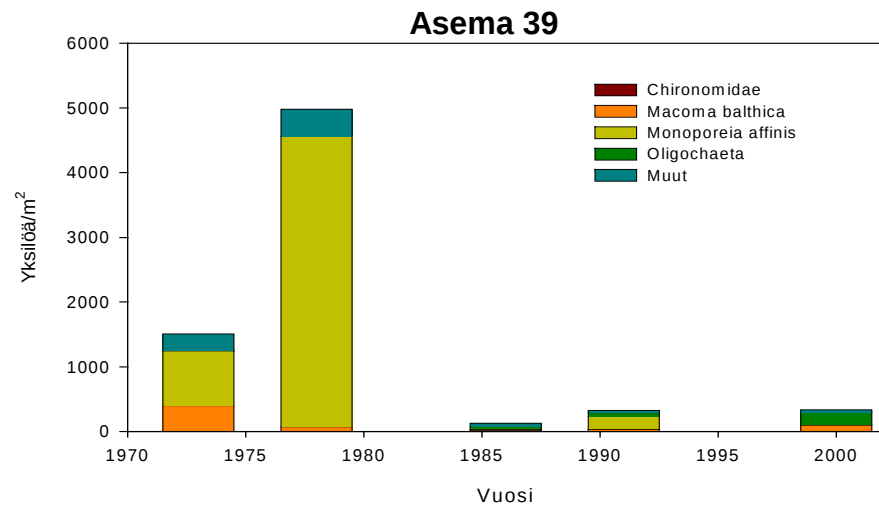
Kuva 6a. Pohjaeläintiheydet asemalla 114 (Länsi-Tonttu) vuosina 1973, 1978, 1986, 1991 ja 2000.



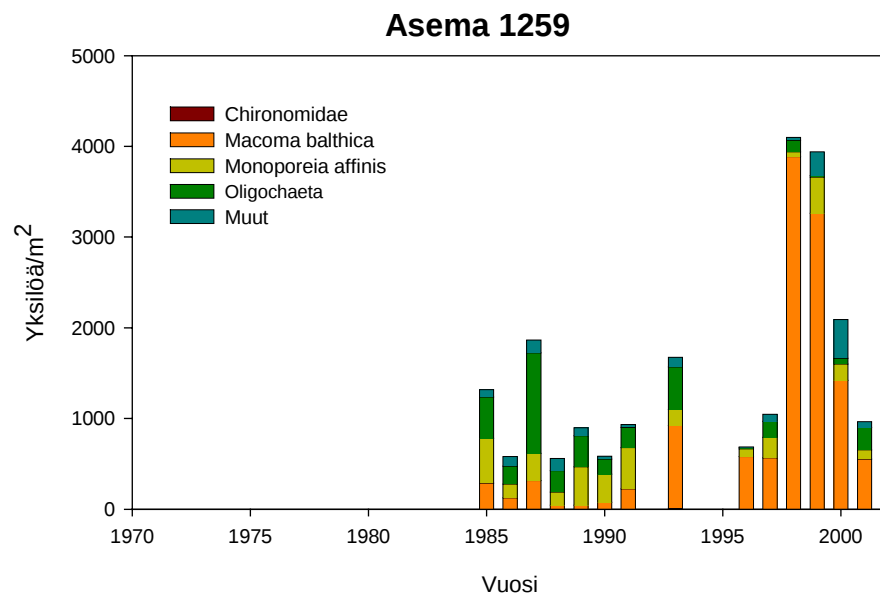
Kuva 6b. Eräiden vähälukuisina esiintyvien lajien runsauden vaihtelu asemalla 114 eriteltynä kuvassa 6a esitetyille vuosille.



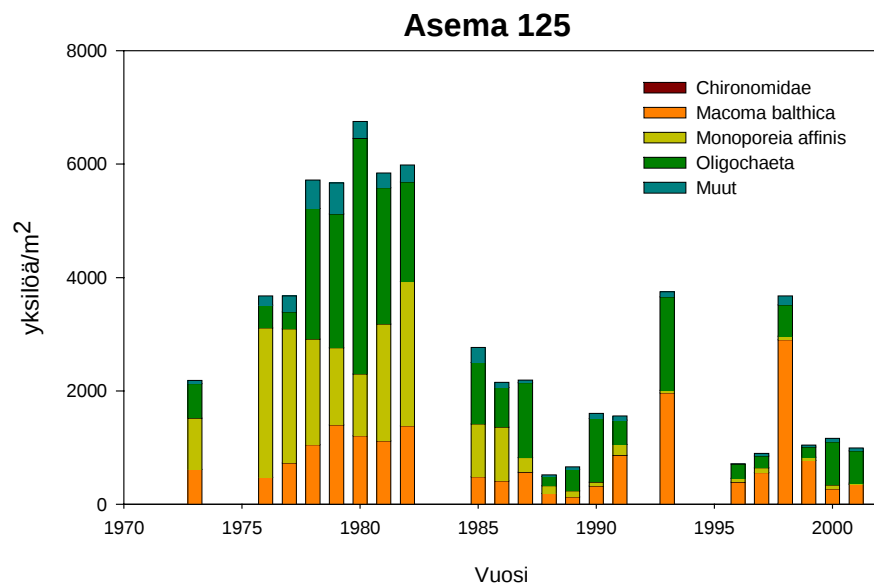
Kuva 7. Pohjaeläintiheydet asemalla 1142 (Itäinen ulkosaaristo) vuosina 1973-2001.



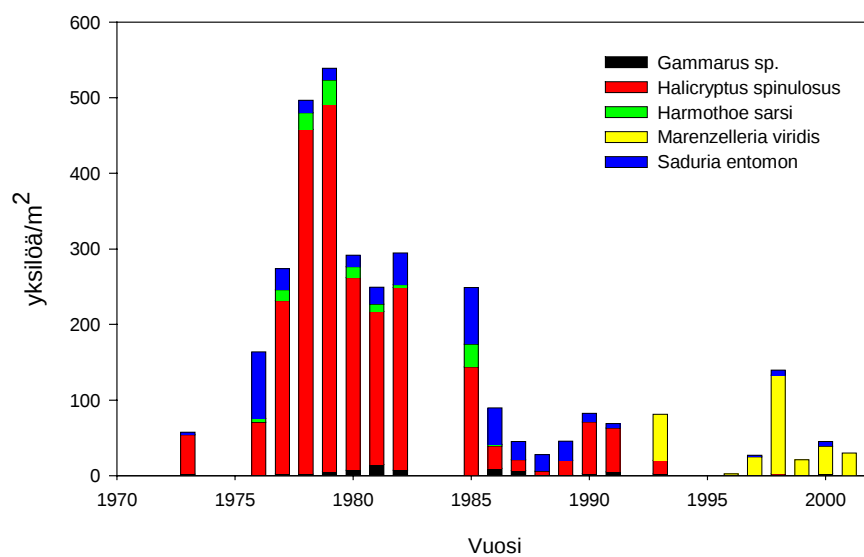
Kuva 8. Pohjaeläintiheydet asemalla 39 (Flathällgrundet) vuosina 1973, 1978, 1986, 1991 ja 2000.



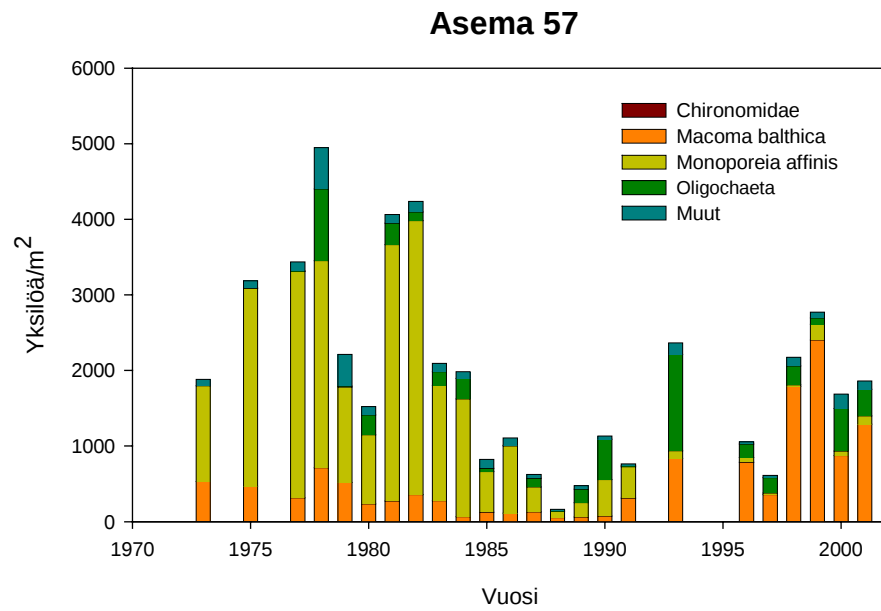
Kuva 9. Pohjaeläintiheydet asemalla 1259 (Katajaluoto) vuosina 1985-2001.



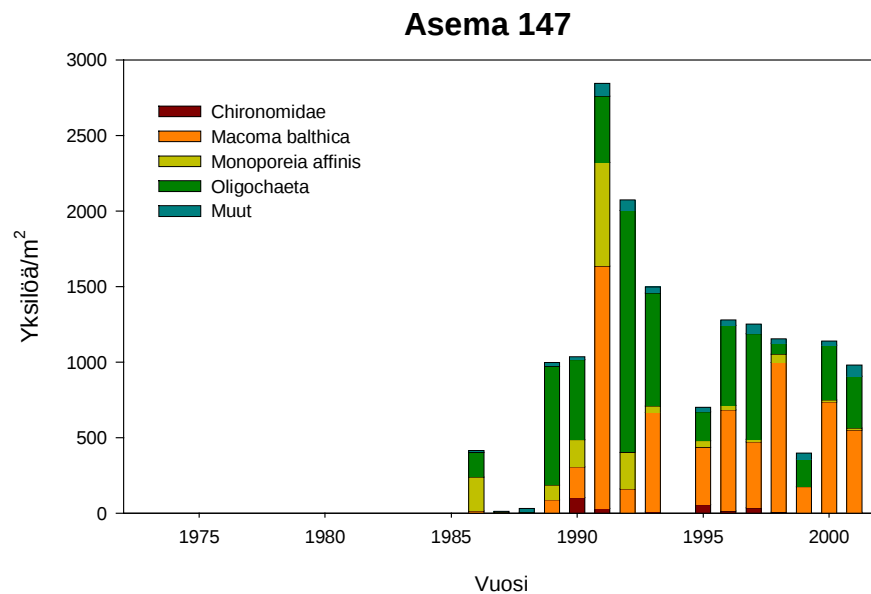
Kuva 10a. Pohjaeläintiheydet asemalla 125 (Katajaluoto) vuosina 1973-2001.



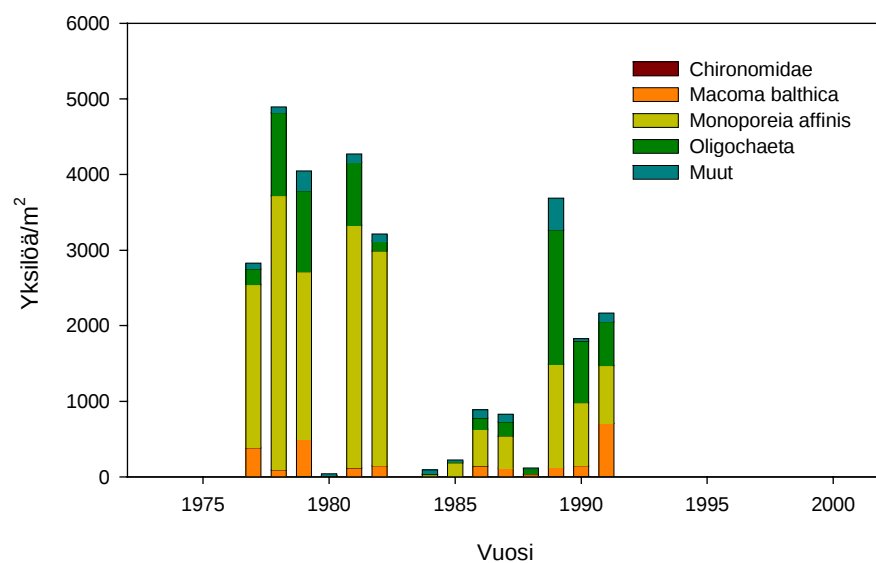
Kuva 10b. Eräiden vähälukuisina esiintyvien lajien runsauden vaihtelu asemalla 125 eriteltyinä kuvassa 10a esitetyille vuosille .



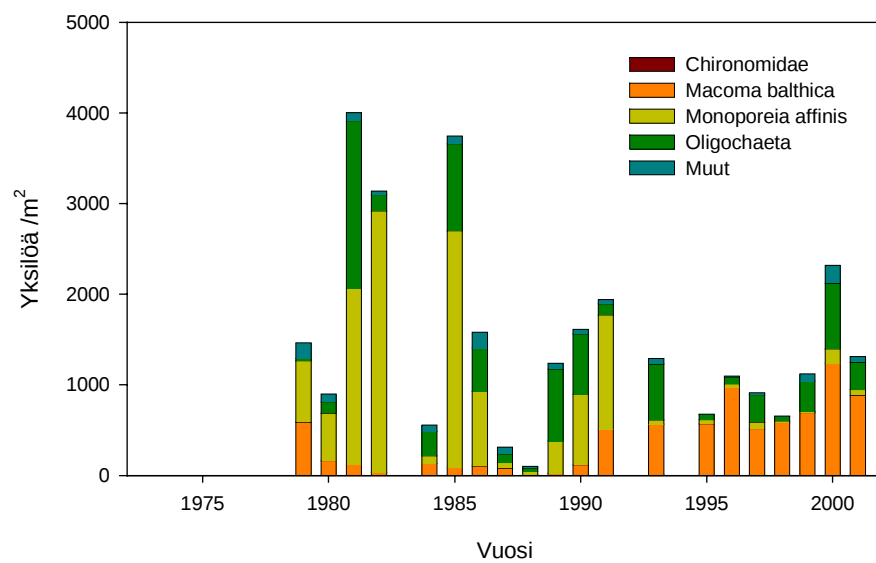
Kuva 11. Pohjaeläintiheydet asemalla 57 (Kytön väylä) vuosina 1973-2001.



Kuva 12. Pohjaeläintiheydet asemalla 147 (Knaperskär) vuosina 1986-2001.

Asema 155

Kuva 13. Pohjaeläintiheydet asemalla 155 (Knaperskär) vuosina 1977-1991.

Asema 156

Kuva 14. Pohjaeläintiheydet asemalla 156 (Knaperskär) vuosina 1979-2001.

4.2.2. Sisäsaaristo

Sisäsaariston itäisin havaintopaikka on Skatanselällä (näyteasema 111, syvyys 16 m), joka on myös sisäsaariston näyteasemista mereisin. Paikan pohjaeläimistössä ei näytä tapahtuneen suuria muutoksia, lukuunottamatta liejusimpukan voimakasta runsastumista 1990-luvun lopussa sekä *Marenzelleria viridis* –monisukamadon asettumista alueelle (Kuvat 15 ja 32). Aluetta kuormittivat aikaisemmin Vuosaaren puhdistamolta Skatanselälle johdetut jätevedet (Pesonen 1988). 1970-luvun lopusta lähtien, kun fosforinpoisto oli otettu käyttöön myös Vuosaaren puhdistamolla, vedenlaatu ravinteiden suhteen on parantunut. Suora jätevesikuormitus alueelle lopetettiin vuonna 1994, kun viemäröintialueen jätevedet siirrettiin puhdistettaviksi uudelle Viikinmäen keskuspuhdistamolle ja johdettiin Katajaluodon viemäritunneliin.

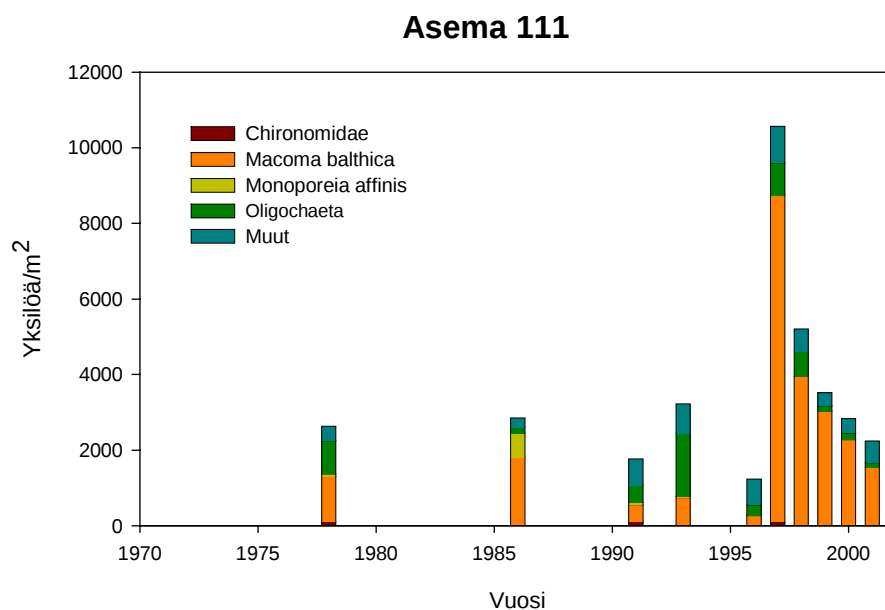
Kruunuvuorenselällä (näyteasemat 18 ja 22; syvyydet 16 ja 13 m) pohjaeläinten tiheydet olivat korkeimmillaan 1980-luvulla, jolloin yhteisöjä hallitsivat selvästi harvasukamadot (*Oligochaeta*) (Kuvat 16 ja 17a). Tämän jälkeen näyteaseman 18 (Kuva 17a) harvasukamatojen, liejusimpukan ja surviassääsken toukkien hallitsemassa yhteisössä on tapahtunut tasaista vähenemistä. Toisella näyteasemalla on havaittu uutta runsastumista liejusimpukan määrän lisääntymisen myötä (Kuva 16). Harvalukuisista lajeista merisukasjalkainen (*Hediste diversicolor*) näyttää taantuneen, mutta viherlimamatoa (*Prostoma obscurum*) on havaittu runsaammin viime vuosina. Lisäksi tälle alueelle on asettunut myös *Marenzelleria viridis* –monisukamato vuonna 1993 (Kuvat 17b ja 32).

Lauttasaarenselällä (näyteasema 62, syvyys 11 m) pohjaeläintiheys on kasvanut tasaisesti 1970-luvun alusta lähtien (Kuva 18a). Runaslukuisimpia ovat olleet harvasukamadot ja liejusimpukka, jonka määrä on selvästi lisääntynyt. Harvalukuisista lajeista erityisesti *Manayunkia aestuarina* –monisukamato näyttää lisääntyneen vuodesta 1986 alkaen (Kuva 18b).

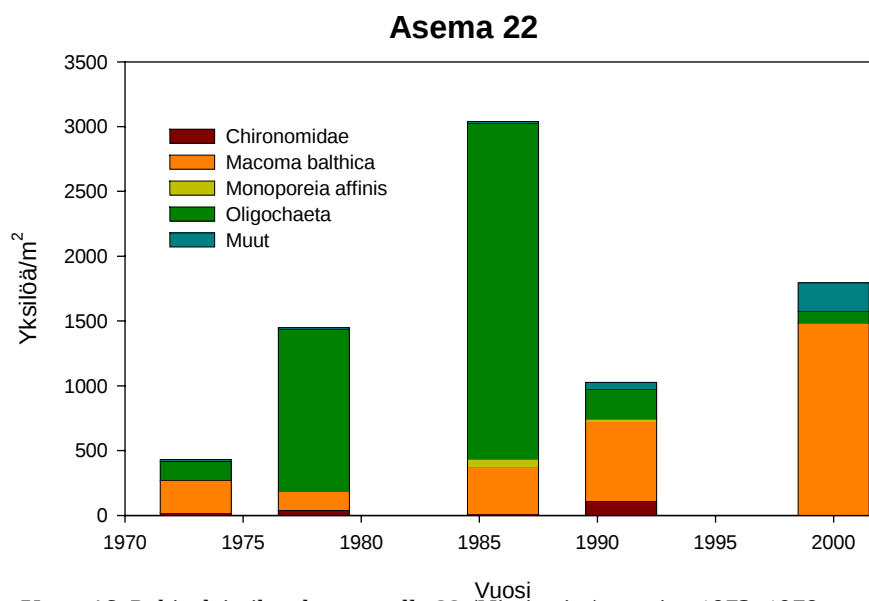
Näyteasema 107 (Bodönselkä, syvyys 18 m) sijaitsee Espoon edustalla sisä- ja ulkosaariston rajalla. Paikka on kynnysten rajaama sisäsaariston selkä, missä pohjalietteen pinta on sulfidiliejua. Paikalle johdettiin jonkin aikaa jätevesiä Suomenojan jätevedenpuhdistamolta ennen vuotta 1974 tapahtunutta Gåsgrundetin jätevesitunnelin käyttöönottoa. Pohjaeläinten yksilötiheydet ovat olleet hyvin alhaisia lukuunottamatta vuosia 1982-83 (Kuva 19). Paikan pohjaeläimistöä ovat hallinneet harvasukamadot ja liejusimpukka.

Näyteasema 120 (syvyys 13 m) sijaitsee Espoonlahden suulla. Tällä alueella ovat koko tutkimusjakson ajan valtalajeina olleet harvasukamadot ja surviassääsken toukat, ajoittain on tavattu myös liejusimpukoita. Yksilömäärät ovat vaihdelleet vuosittain paljon ilman selvää kehityssuuntaa, viimeisin lasku on tapahtunut 1990-luvun lopulla (Kuva 20). *Marenzelleria viridis* –monisukamatoa on havaittu ainoastaan yksittäisesti (Kuva 32).

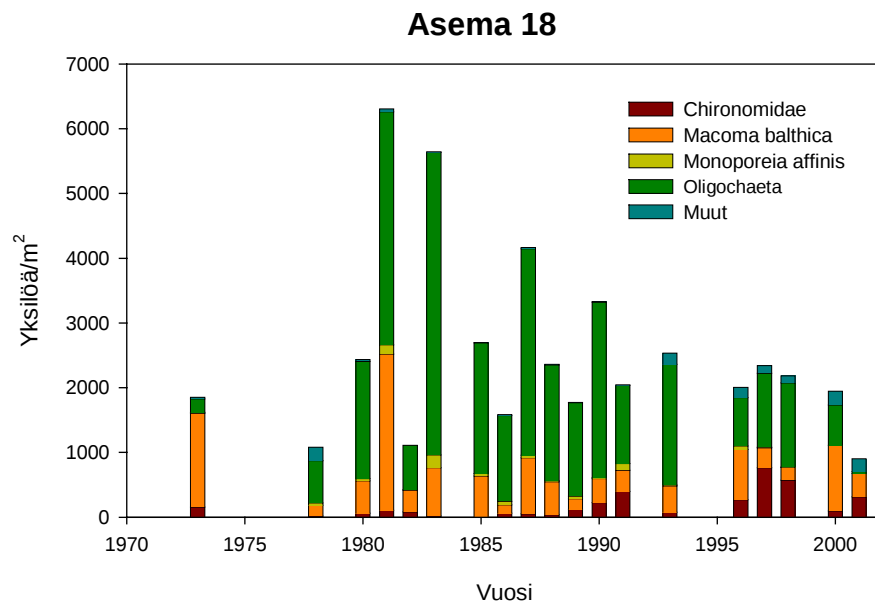
Yleiskuva sisäsaariston kehityksestä on, että alueella esiintyy runsaasti paikallista vaihtelua ilman yhtenäistä kehityssuuntaa. Alueen valtaryhminä ovat olleet harvasukamadot, surviassääsken toukat sekä liejusimpukka, joka eräillä näyteasemilla näyttää runsastuneen tutkimusjakson lopulla. Sisäsaariston vedenlaadussa on tapahtunut parantumista, joskaan tilanne ei ollut kovin huono tutkimusjakson alussakaan.



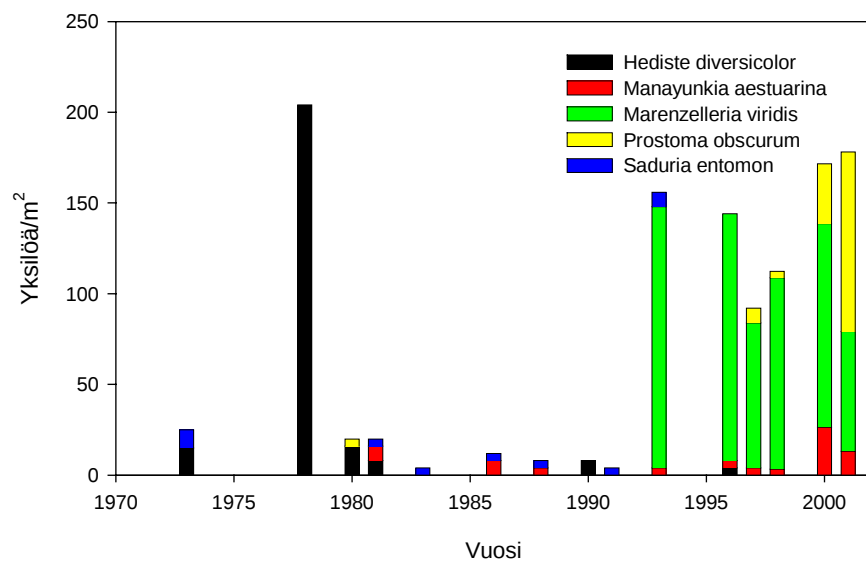
Kuva 15. Pohjaeläintiheydet asemalla 111 (Skatanselkä) vuosina 1978-2001.



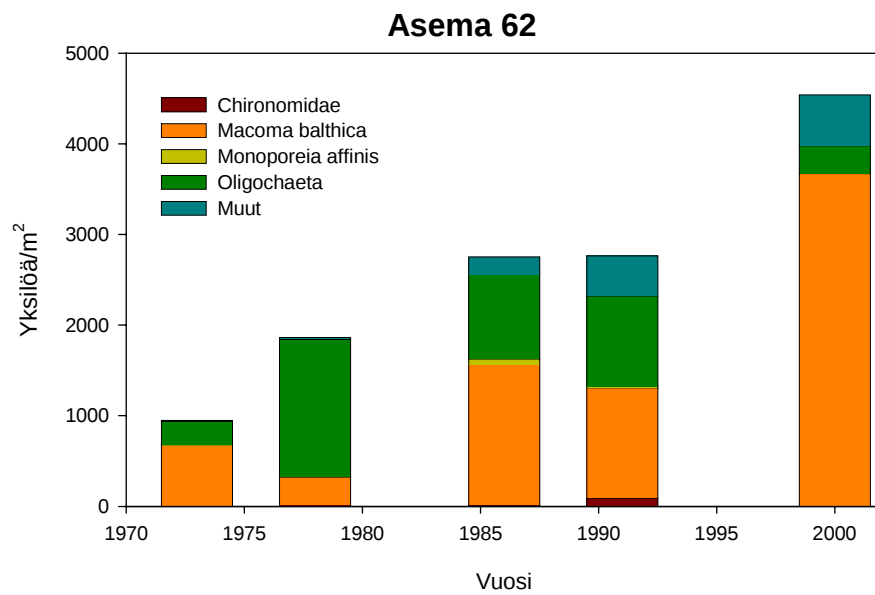
Kuva 16. Pohjaeläintiheydet asemalla 22 (Nimismies) vuosina 1973, 1978, 1986, 1991 ja 2000.



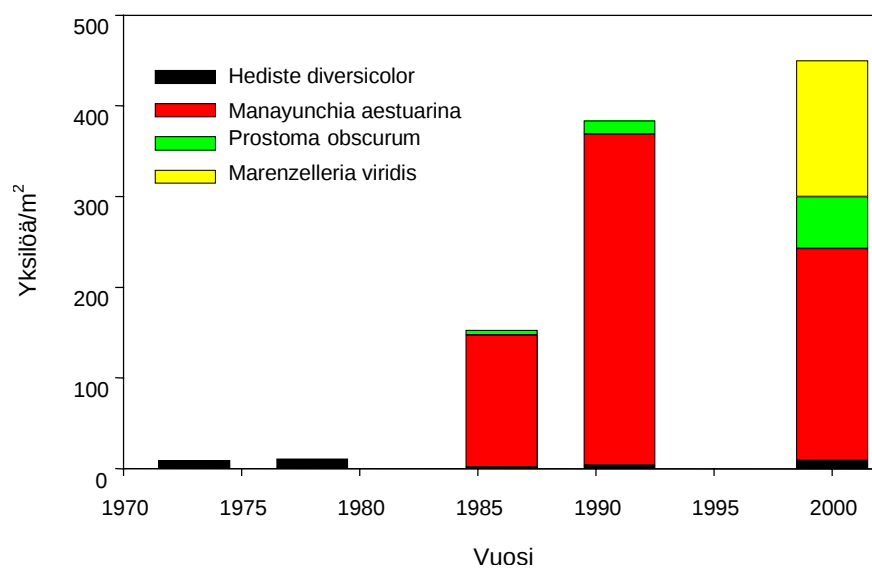
Kuva 17a. Pohjaeläintiheydet asemalla 18 (Vasikkasaari) vuosina 1973-2001.



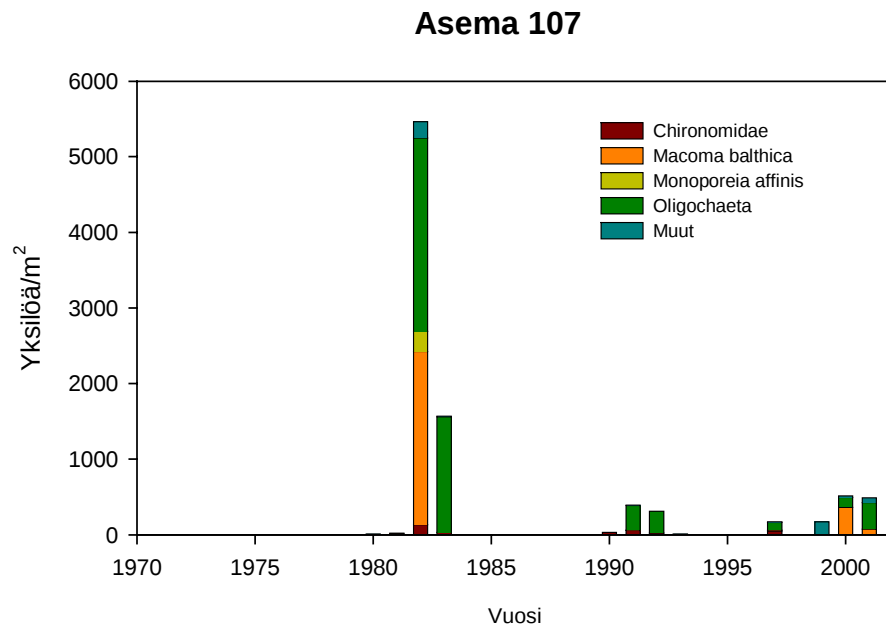
Kuva 17b. Eräiden vähälukuisina esiintyvien lajien runsauden vaihtelu asemalla 18 eriteltyinä kuvassa 17a esitetyille vuosille.



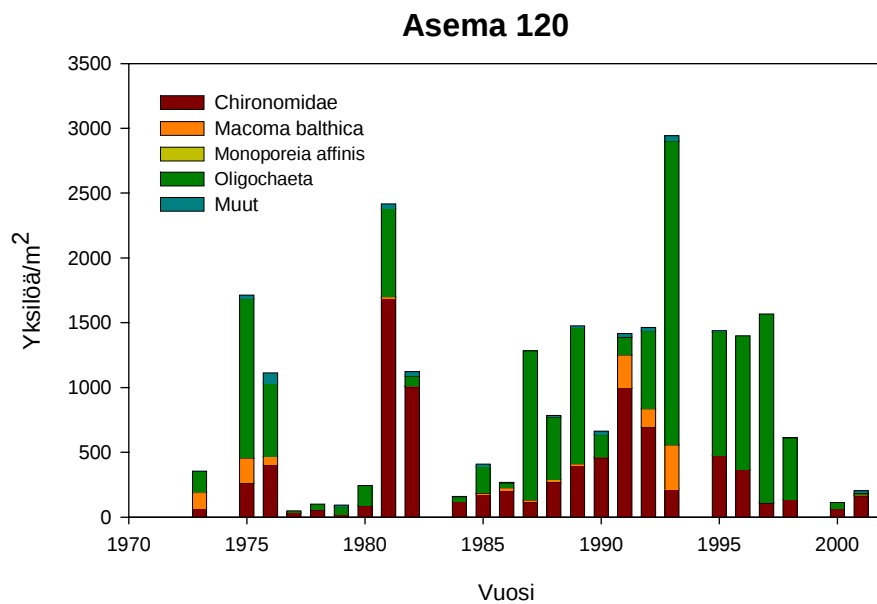
Kuva 18a. Pohjaeläintiheydet asemalla 62 (Lauttasaarenselkä) vuosina 1973, 1978, 1986, 1991 ja 2000.



Kuva 18b. Eräiden vähälukuisina esiintyvien lajien runsauden vaihtelu asemalla 62 eriteltyinä kuvassa 18a esitetyille vuosille.



Kuva 19. Pohjaeläintiheydet asemalla 107 (Bodön selkä) vuosina 1980-2001.



Kuva 20. Pohjaeläintiheydet asemalla 120 (Espoonlahti) vuosina 1973-2001.

4.2.3. Lahtialueet

Lahtialueiden itäisin näyteasema (27, syvyys 2 m) sijaitsee Vartiokylänlahden perukassa. Pohjaeläinten yksilömäärä ja lajikoostumus on pysynyt melko muuttumattomana 1970-luvun lopusta 1990-luvun alkuun ulottuvassa havaintosarjassa. Harvasukamadot ja surviaissääskien toukat ovat muodostaneet yli 90 % yksilöistä (Kuva 21). Hieman ulompänä Vartiokylänlahdella sijaitsevalla näyteasemalla 25 (syvyys 4,5 m) valtalajeihin on kuulunut myös liejusimpukka (Kuva 22). Tällä näyteasemalla havaittiin korkeita yksilötiheyksiä 1980-luvun puolivälissä, mutta sen jälkeen muutokset ovat olleet vähäisiä. Pohjanläheinen happitilanne on parantunut 1960-luvun lopusta lähtien ja 1970-luvun jälkeen ei 40 % alittavia hapen kyllästysarvoja ole havaittu. Ravinteiden pitoisuuksissa ei ole juurikaan tapahtunut muutoksia (Kuvat 3a-c).

Myös Vanhankaupunginselällä (näyteasema 4) vedenlaatu on parantunut. Alle 40 % olevia hapen kyllästysarvoja ei ole havaittu enää 1970-luvun lopun jälkeen (Kuva 3a). Paikan pohjaeläimistön kokonaismäärä on vaihdellut melko paljon ilman selvää suuntausta. Selvänä valtalajiryhmänä ovat olleet surviaissääskitoukat (Kuva 23). Ajoittain paikalla on havaittu myös liejusimpukoita ja harvasukamatoja. *Marenzelleria viridis* -monisukamato havaittiin paikalla ensi kerran vuonna 1995 (Kuva 32).

Näyteasemalta 97 (Rajasaari, syvyys 4,5 m) on otettu pohjaeläinnäytteitä jaksolla 1978-1991 (Kuva 24). Laakson (1965) mukaan alue oli aiemmin pahasti saastunut. Rajasaaren jätevedenpuhdistamon jätevedet purettiin Seurasaarenselälle Rajasaaren rantaan vuoteen 1978 saakka ja siellä havaittiin useita 'kuolleita' pohja-alueita. Tämän jälkeen vesialueen laatu on parantunut ja pohjaeläinten yksilömäärät vakiintuneet. Yhteisöä ovat hallinneet harvasukamadot, surviaissääskien toukat sekä liejusimpukka.

Laajalahti (näyteasema 87, syvyys 4 m) oli aiemmin pahoin saastunut. 1960-luvun lopulla ja vielä 1970-luvun alussa pohja oli usein hapeton. Laajalahden perukkaan Iso-Huopalahden johdettiin asumajätevesiä Talin jätevedenpuhdistamolta vuoteen 1986 saakka, minkä jälkeen viemäröintialueen jätevedet siirrettiin puhdistettavaksi Kyläsaaren ja myöhemmin Viikinmäen jätevedenpuhdistamoille. Jo 1970-luvun puolivälissä siirrettiin Talin puhdistamolle aiemmin tullut ylikuorma, mikä oli aiheuttanut suuria puhdistamon ohituksia, Kyläsaaren ja samaan aikaan käynnistettiin Talin puhdistamolla kemiallinen fosforinpoisto. Sen jälkeen Laajalahden vedenlaatu on selvästi parantunut. Alle 40 % hapen kyllästysarvoja ei ole enää havaittu (Kuva 3a). Yleisen vedenlaadun ja happitilanteen paraneminen Laajalahdessa näkyy selvästi pohjaeläinten runsastumisena 1980-luvun puolivälin jälkeen (Kuva 25). Paikan pohjaeläinyhteisöjä ovat tämän jälkeen hallinneet harvasukamadot ja surviaissääskien toukat.

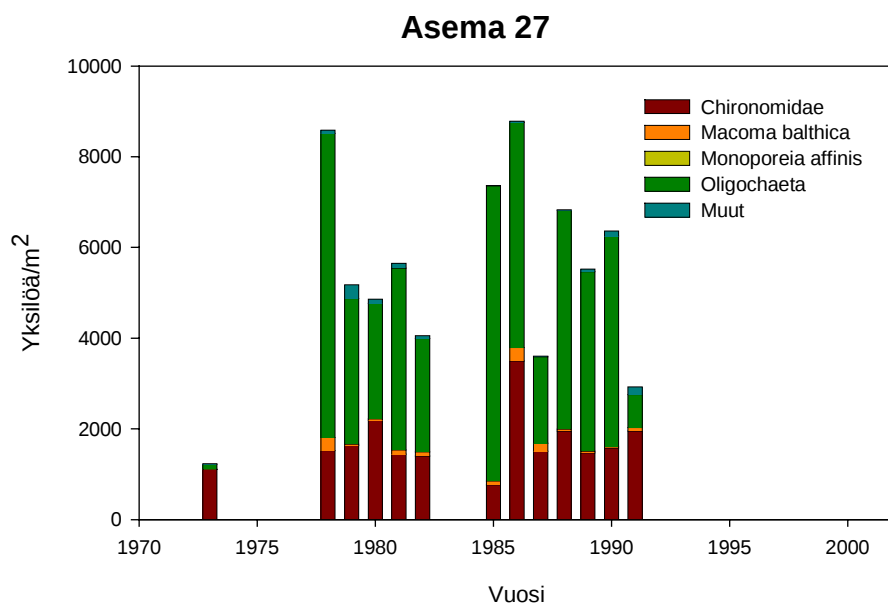
Lehtisaarenselältä (näyteasema 140) on otettu pohjaeläinnäytteet viitenä vuonna välillä 1973-2000. Tulokset osoittavat yksilömäärän nousua ja yhteisön muutosta surviaissääskitoukkien hallitsemasta harvasukamato- ja liejusimpukkavaltaiseksi (Kuva 26).

Ryssjeholmsfjärdenin (näyteasema 117, syvyys 3 m) happitilanne on pysynyt hyvänä eikä alle 40 % kyllästysarvoja ole havaittu koko tutkimusaikana (Kuva 3a). Aseman pohjaeläinaineistossa näkyy 1970-luvun lopun ja 1980-luvun alun voimakas yksilömäärien huippu ja sitä seuraava taantuminen (Kuvat 27a-b). Valtalajina on ollut liejusimpukka. Harvalukuisten ja mereisten lajien osuus paikalla on ollut suhteellisen suuri, etenkin yksilömäärien huippuvuosina. Näistä erityisesti mereinen *Polydora redeki* -monisukamato on ollut runsas. Asemalla on havaittu myös paljon tyypillisiä rantavyöhykkeen lajeja, mikä johtuu paikan mataluudesta ja rannan läheisyydestä.

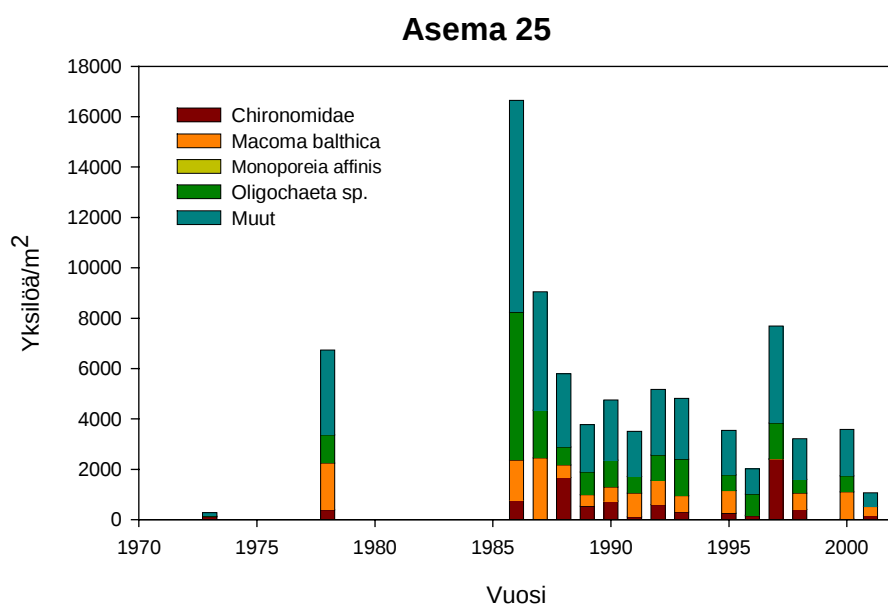
Espoonlahden näyteasema 118 (syvyys 11 m) sijaitsee Espoonlahden perukan syvänteessä. Alueella vaikuttavat sekä Espoon- ja Mankinjoen tuoma jokivesi että mereltä lahteen tunkeutuva murtovesi. Espoonlahden erillisten syvänteiden alueilla vesimassa kerrostuu voimakkaasti sekä suolaisuuden että lämpötilan suhteen, varsinkin sellaisissa loppukesän tilanteissa, missä jokivalunta on suuri ja ilman lämpötila pitkään korkea. Kerrostuneisuudesta johtuen happitilanne vaihtelee voimakkaasti ja alueella havaitaan usein matalia (20 %) kyllästysarvoja (Kuva 3a). Pohjaeläinten määrä näyteasemalla on pysynyt kutakuinkin muuttumattomana koko tutkimuksen ajan (Kuva 28), mikä happipitoisuuden vaihtelun huomioon ottaen on yllättävää. Ilmeisesti vähähappiset ajanjaksot ovat niin lyhyitä, että eläimet pystyvät selviytymään niiden yli. Yhteisö on selvästi harvasukamatojen ja surviaissääskien toukkien hallitsema, mutta myös liejusimpukkaa esiintyy alhaisina määrinä.

Espoonlahden toiselta näyteasemalta 119 (syvyys 8 m) on otettu pohjaeläinnäytteitä vuosittain vuodesta 1973 vuoteen 1991 sekä uudelleen vuonna 2000. Yksilömäärät nousivat 1970-luvulla, mikä saattaisi viitata olosuhteiden paranemiseen, joskin vaihtelu on myöhemminkin ollut suurta (Kuva 29). Valtalajeina ovat olleet harvasukamadot sekä liejusimpukka ja surviaissääskien toukat.

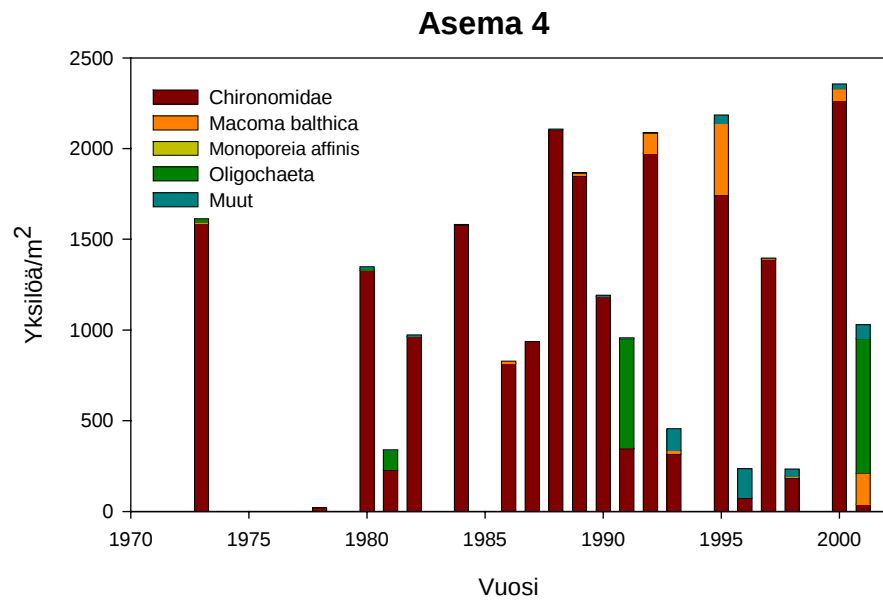
Lahtialueiden vedenlaatu on parantunut tutkimusjakson aikana, mikä käy ilmi mm. happitilanteen kehityksestä. Vielä 1970-luvulla todettiin usein alle 40 % kyllästysarvoja ja jopa täysin hapettomia oloja (Kuva 3a). Lahtialueiden pohjaeläimistön määrä on vaihdellut melko paljon, tyypillisiä ryhmiä näillä matalilla alueilla ovat olleet harvasukamadot ja surviaissääskien toukat. Etenkin Laajalahdella on havaittavissa selvää pohjaeläimistön elpymistä kuormituksen vähenemisen ja vedenlaadun paranemisen seurauksena.



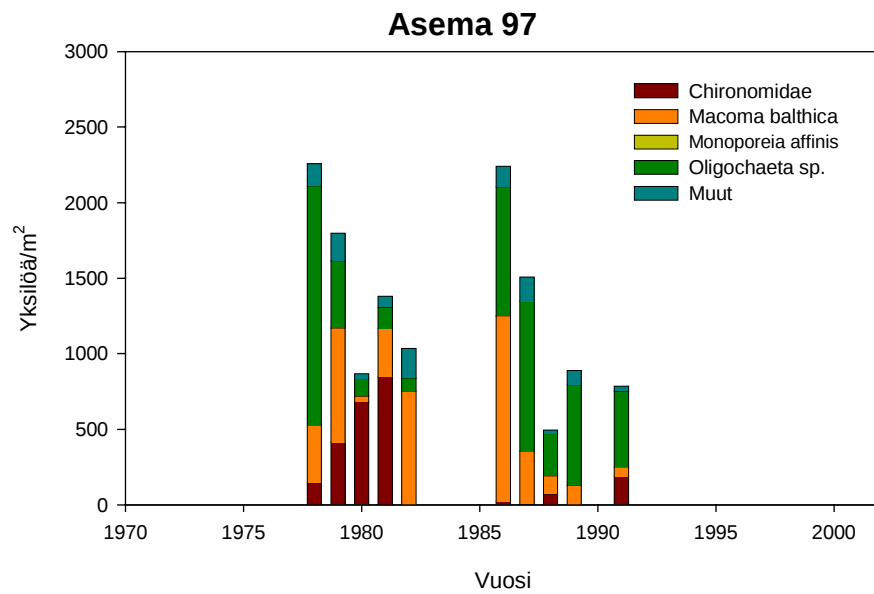
Kuva 21. Pohjaeläintiheydet asemalla 27 (Vartiokylänlahti) vuosina 1973-1991.



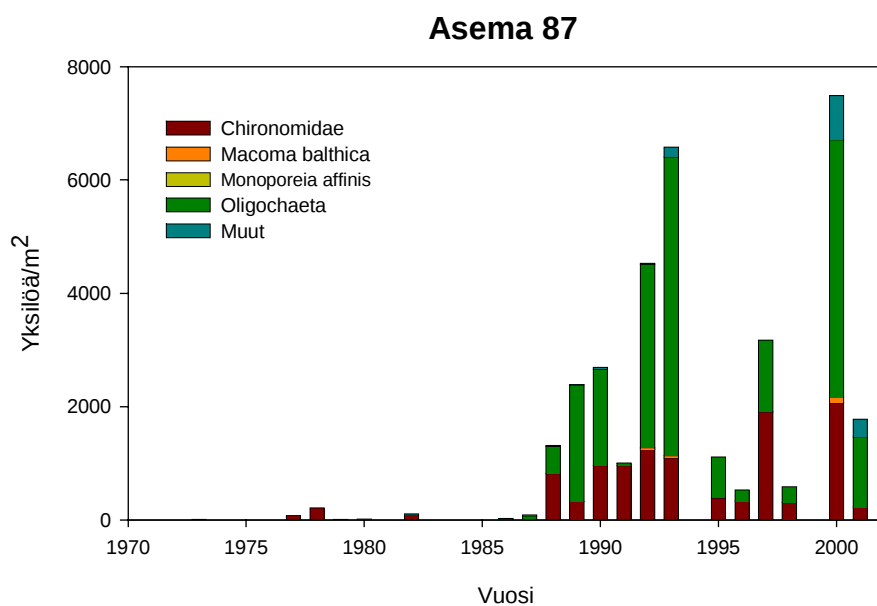
Kuva 22. Pohjaeläintiheydet asemalla 25 (Vartiokylänlahti) vuosina 1973-2001. *Marenzelleria viridis* –monisukamatoa havaittiin paikalla vuosina 2000-2001.



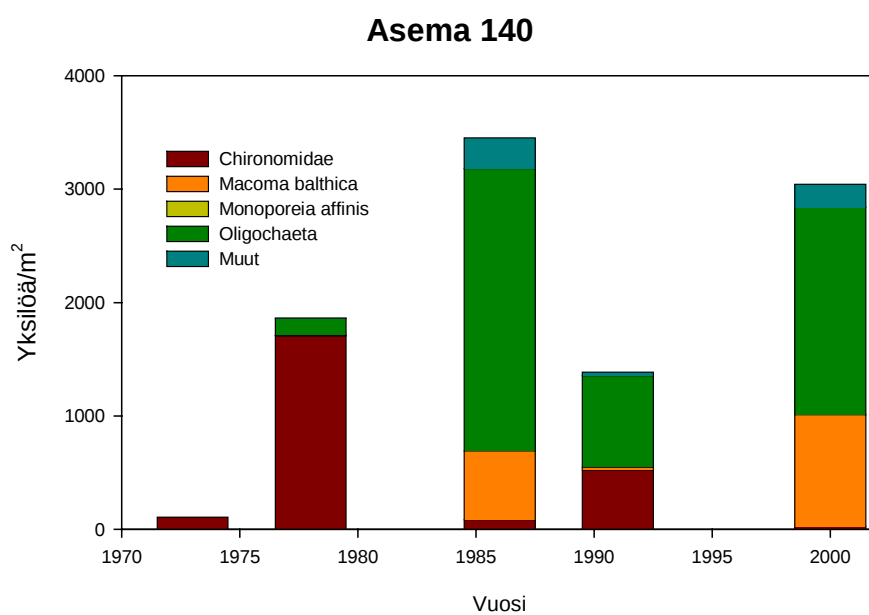
Kuva 23. Pohjaeläintiheydet asemalla 4 (Vanhankaupunginselkä) vuosina 1973-2001.



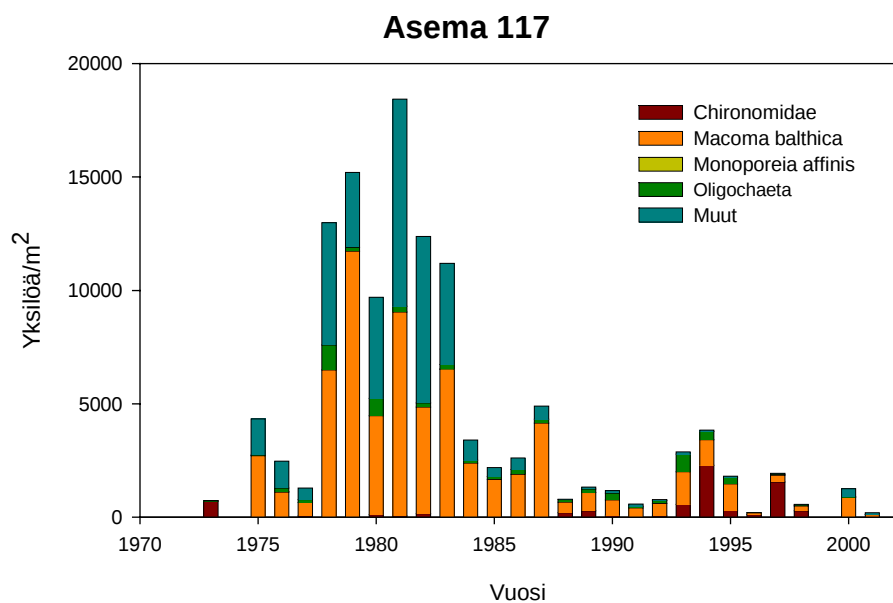
Kuva 24. Pohjaeläintiheydet asemalla 97 (Rajasaari) vuosina 1978-1991.



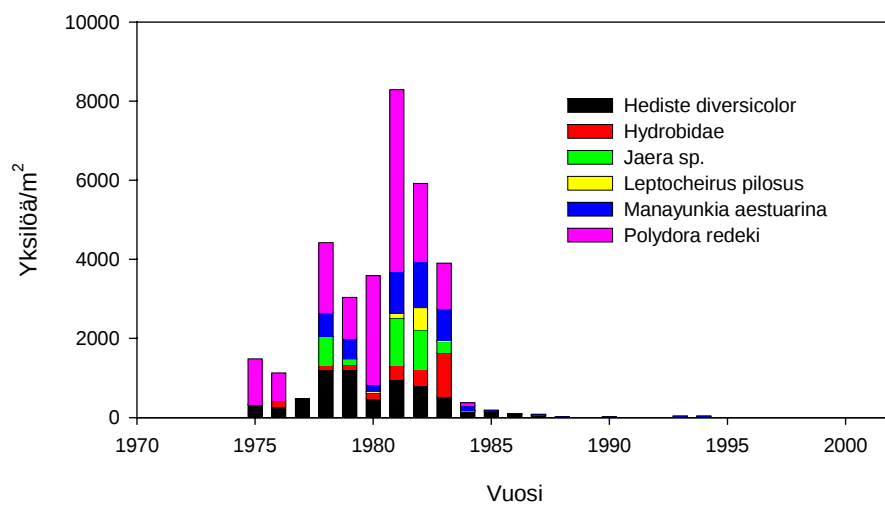
Kuva 25. Pohjaeläintiheydet asemalla 87 (Laajalahti) vuosina 1973-2001.



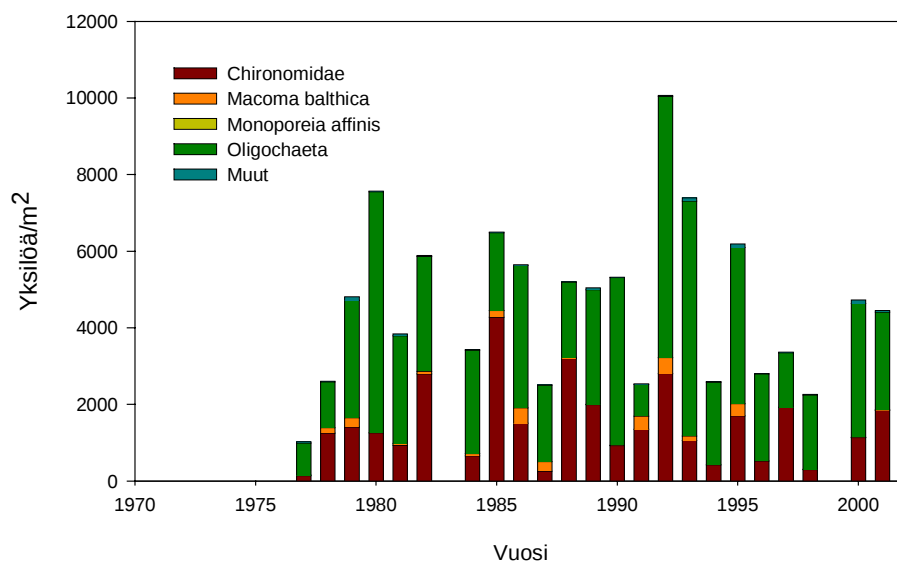
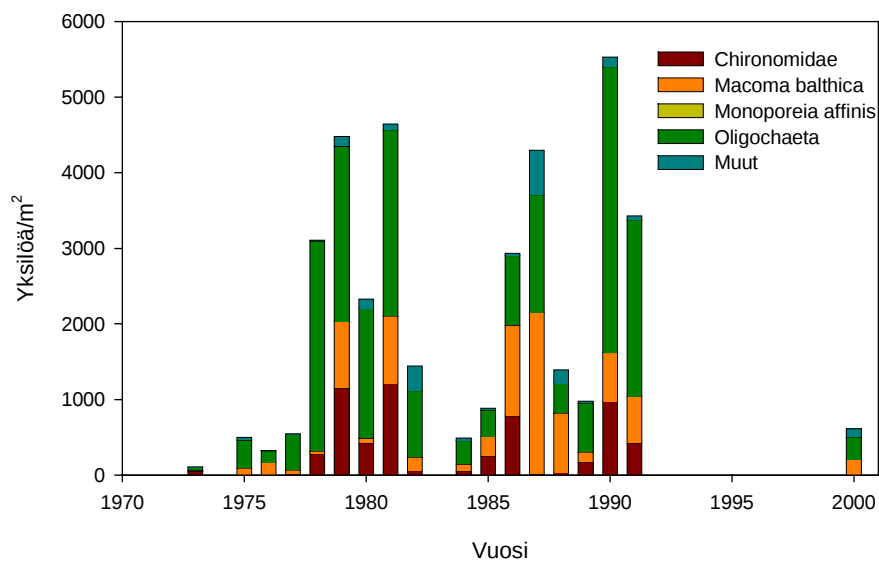
Kuva 26. Pohjaeläintiheydet asemalla 140 (Lehtisaarenselkä) vuosina 1973, 1978, 1986, 1991 ja 2000.



Kuva 27a. Pohjaeläintiheydet asemalla 117 (Ryssjeholmsfjärden) vuosina 1973-2001.



Kuva 27b. Eräiden vähälukuisina esiintyvien lajien vaihtelu asemalla 117 eriteltynä kuvassa 27a esitetyille vuosille.

Asema 118**Kuva 28.** Pohjaeläintiheydet asemalla 118 (Espoonlahti) vuosina 1977-2001.**Asema 119****Kuva 29.** Pohjaeläintiheydet asemalla 119 (Espoonlahti) vuosina 1973-2000.

4.3. Pohjaeläinten vertikaalijakauma ja alueellinen esiintyminen

Näytteenottoasemat muodostavat selvän syvyys- ja avoimuusgradientin matalilta sisälähdiltä syvään ulkosaaaristoon, minkä vuoksi eri syvyysalueilla tapahtuneet muutokset liittyvät saaristovyöhykejaotteluun.

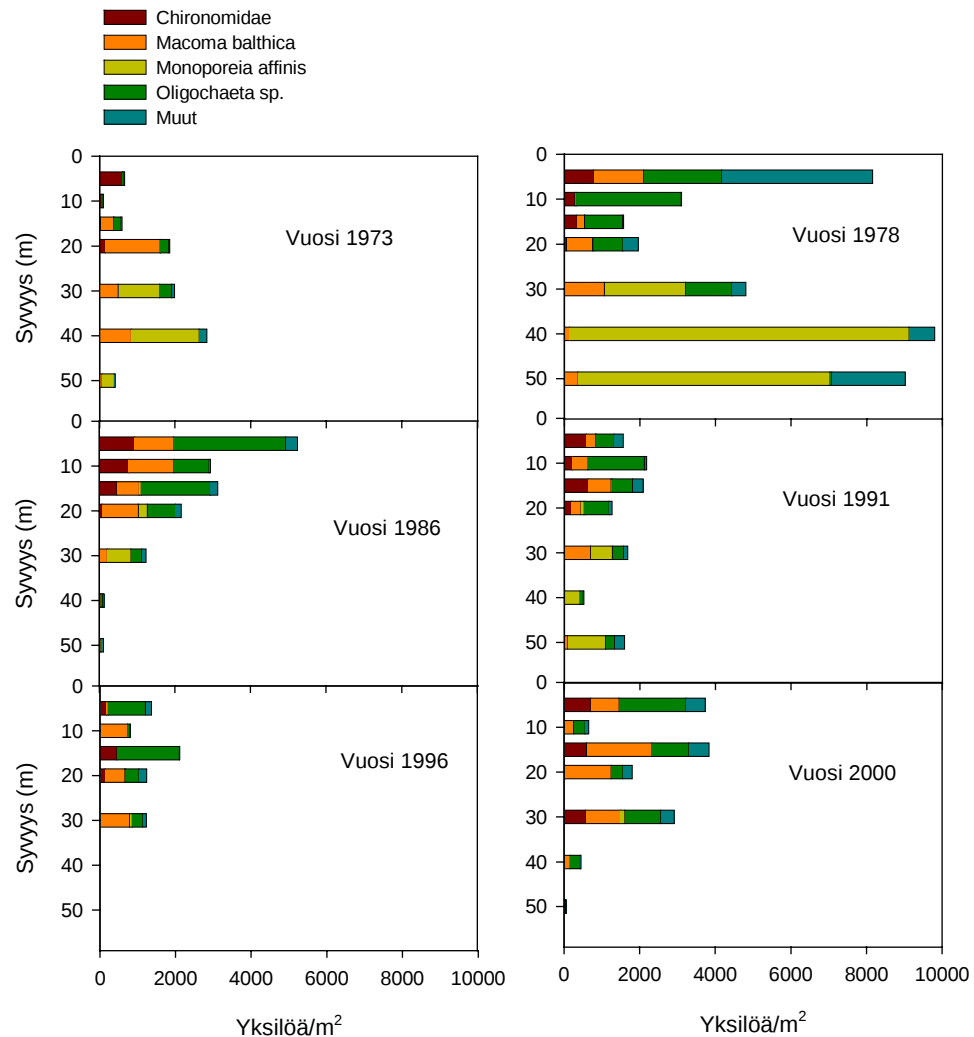
Pohjaeläinten keskimääräinen esiintyminen syvyyden suhteen eri ajanjaksoina on esitetty kuvassa 30. Vuonna 1973 pohjaeläinten määrä kasvoi syvemmälle päin mentäessä, mikä johtuu matalien sisälähtien huonosta tilasta. Vuonna 1978 jakauma on kaksihuippuinen, matalien alueiden pohjaeläinten määrä on selvästi kasvanut, mutta myös syvemmällä esiintyy runsaasti pohjaeläimiä, erityisesti valkokatkaa. Tämän jälkeen syvien alueiden pohjaeläimistö on taantunut selvästi ja runsaimmin pohjaeläimiä esiintyy matalilla alueilla.

Pohjaeläinten määrien alueellisia muutoksia esitetään kuvissa 31a-f. Vuonna 1973 pohjaeläimistö oli niukkaa kaikilla alueilla. Vuoteen 1978 mennessä on tapahtunut selvä runsastuminen, ulkosaaaristossa erityisesti valkokatka on runsas. Vuonna 1986 valkokatka on vähentynyt huomattavasti ulkosaaaristossa. Sisäsaaristossa ja sisälähdillä harvasukamadot ovat hallitsevia. Vuoteen 1991 tultaessa ei sisemmillä alueilla ole tapahtunut suuria muutoksia mutta liejusimpukan määrä ulkosaaaristossa on alkanut kasvaa. Vuonna 1996 pohjaeläimistö on ollut melko niukkaa, ulommilla alueilla hallitsevat liejusimpukka ja harvasukamadot, sisälähdillä harvasukamadot. Vuonna 2000 on merkillepantavaa liejusimpukan suuri osuus sekä ulko- että sisäsaaristossa. Korkeimmat kokonaisyksilötiheydet tavataan sisälähdillä, missä yhteisöjä hallitsevat harvasukamadot sekä surviaissäksen toukat.

4.4. *Marenzelleria viridis* –monisukamadon esiintyminen

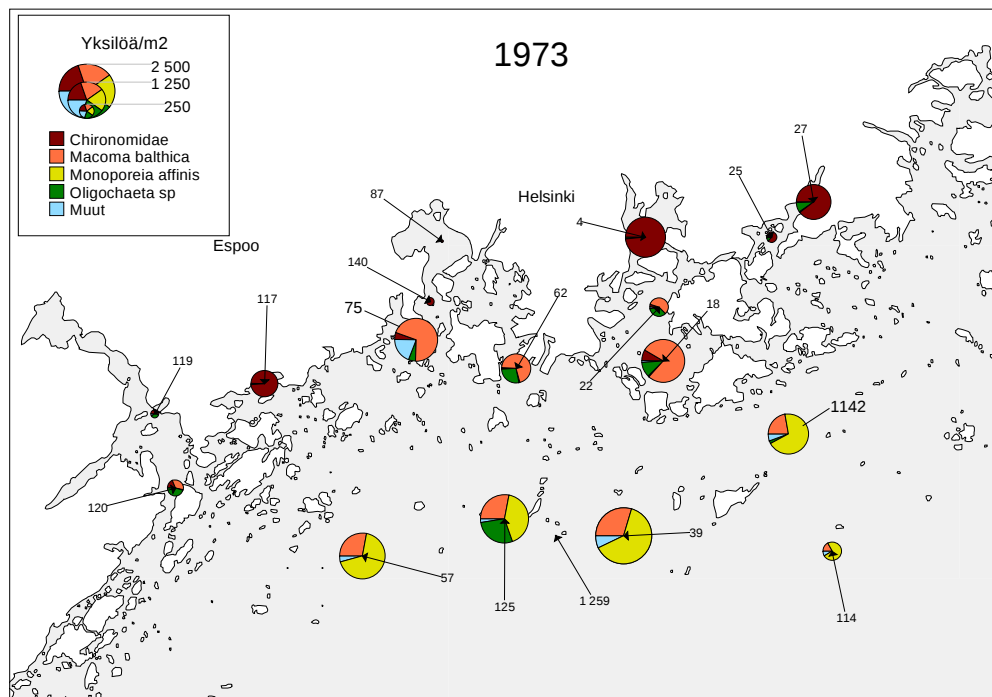
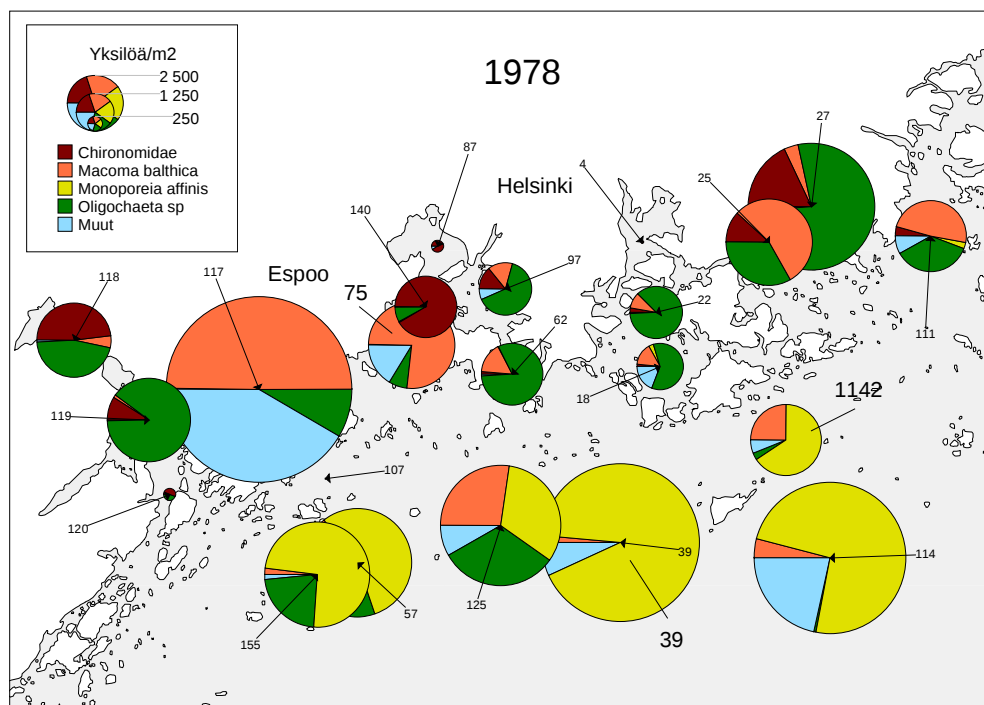
Marenzelleria viridis on Pohjois-Amerikan jokisualueilta kotoisin oleva monisukamato, joka havaittiin ensimmäisen kerran Itämeressä vuonna 1985 (Bick & Burkhardt 1989). Tämä tulokaslaji havaittiin Suomen rannikolla ensi kertaa vuonna 1990 ja Helsingin edustalla vuonna 1991 (Stigzelius ym. 1997). Tämän tutkimuksen näyteasemilla *Marenzelleria viridista* alkoi esiintyä vuonna 1993, jolloin sitä löydettiin lähes kaikilta ulkosaaariston näyteasemilta ja Kruunuvuorenselältä. Tämän jälkeen sitä on tavattu säännöllisesti useilla näyteasemilla, mutta ilman selvää kehityssuuntaa yksilömäärissä (Kuva 32). Lajin maksimitiheydet ovat olleet noin 800 yksilöä neliömetrillä, mutta pääsääntöisesti tiheydet ovat kuitenkin pysyneet melko pieninä, 50-200 yksilöä neliömetrillä.

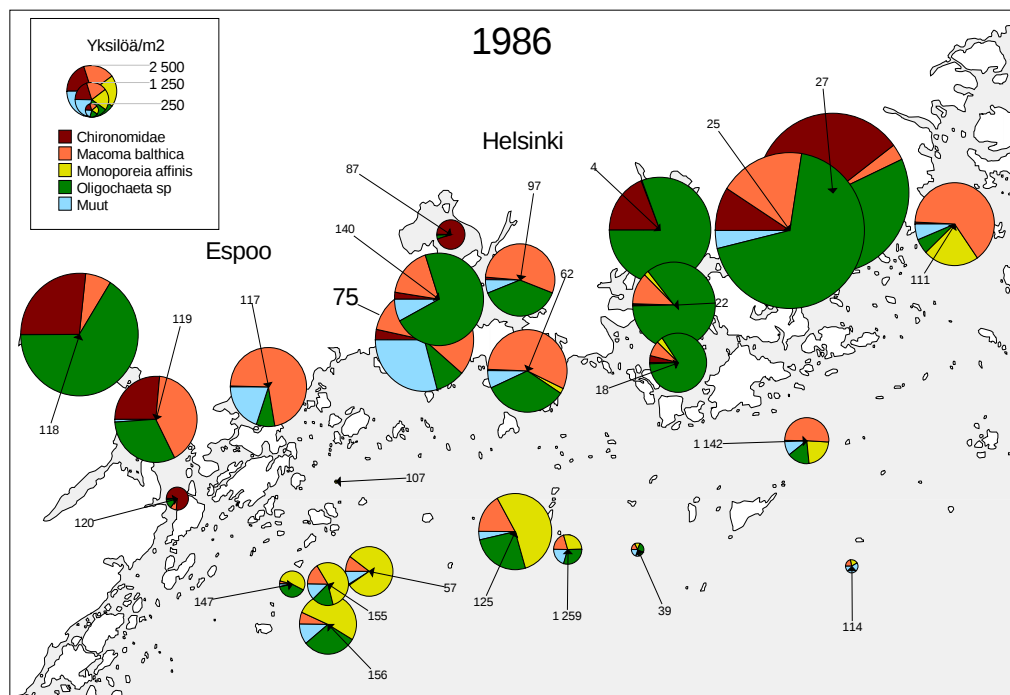
Ajallisen muutoksen perusteella on vaikea sanoa *Marenzelleria viridis* -tulokkaan vaikutuksista muihin pohjaeläimiin, sillä monet yhteisöissä havaitut lajistomuutokset ovat alkaneet jo ennen lajin asettumista. Asemalla 18 (Kuva 17b) *M. viridis* näyttäisi korvaavan toisen monisukamadon (*Hediste diversicolor*) mutta tämän lajin taantuminen saattaa liittyä myös esim. suolapitoisuuden muutoksiin. *H. diversicolor* esiintyi runsaimpana myös asemalla 117 (Kuva 27 b) 1970- ja 1980-lukujen taitteessa, yhdessä muitten mereisten lajien kanssa. Myöskään Etelä-Itämerellä tehdyissä tutkimuksissa ei ole pystytty osoittamaan *Hedisten* taantumisen johtuvan suoraan *Marenzellerian* runsastumisesta (Zettler 1996).



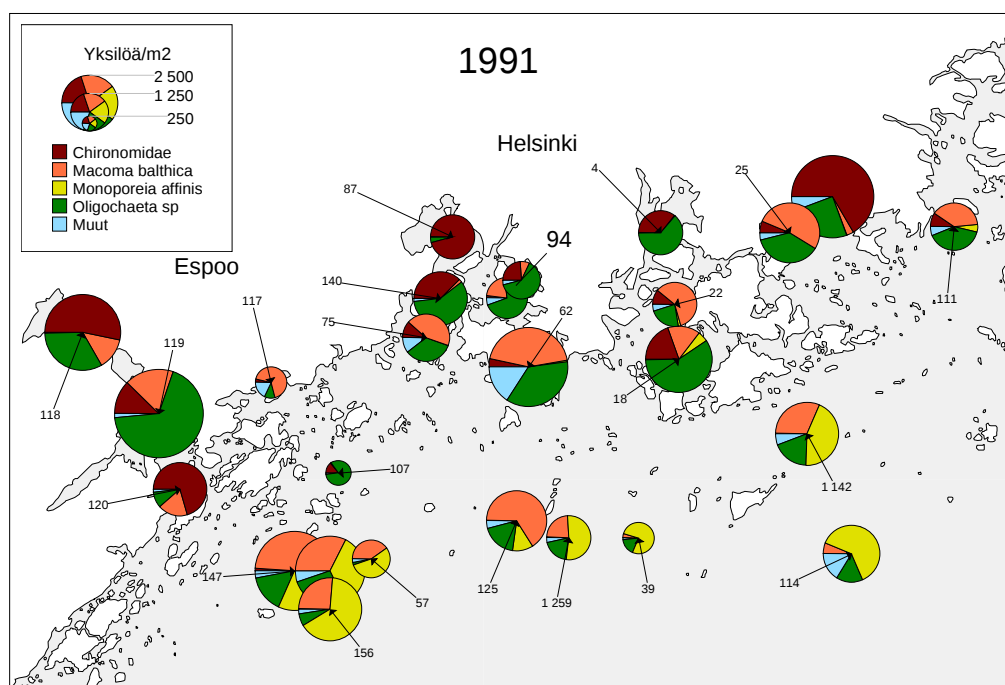
Vuosi	1973	1978	1986	1991	1996	2000
Asemia	17	21	24	24	15	20
Näytteitä eri luokissa						
0-5 m	6	10	8	7	4	4
5-10 m	1	1	1	2	1	2
10-15 m	3	4	4	4	2	4
15-20 m	1	3	3	3	3	3
20-30 m	3	8	11	16	6	7
30-40 m	1	1	1	1		1
40-50 m	2	1	1	1		1

Kuva 30. Pohjaeläinten keskimääräiset tiheydet eri syvyysvyöhykkeissä (<5 m, 5-10 m, 10-15 m, 15-20 m, 20-30 m, 30-40 m, 40-50 m). Vuonna 1996 ei ole otettu näytteitä syvimmillä asemilla. Taulukko osoittaa kunkin syvyysluokan näytteiden määrän tarkastelu-vuosina.

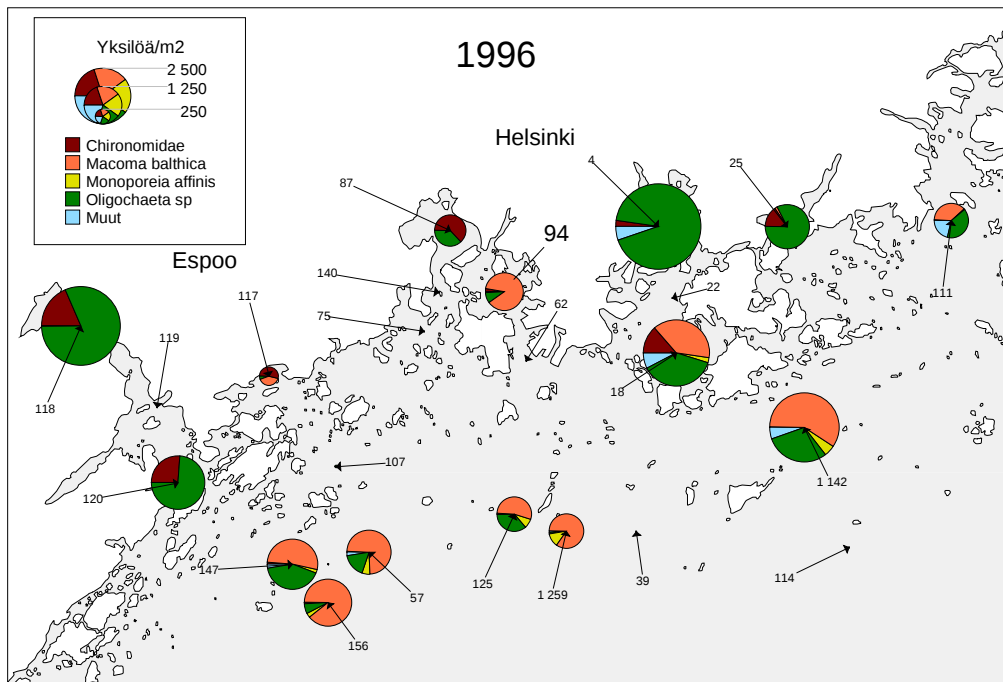
**a****b**



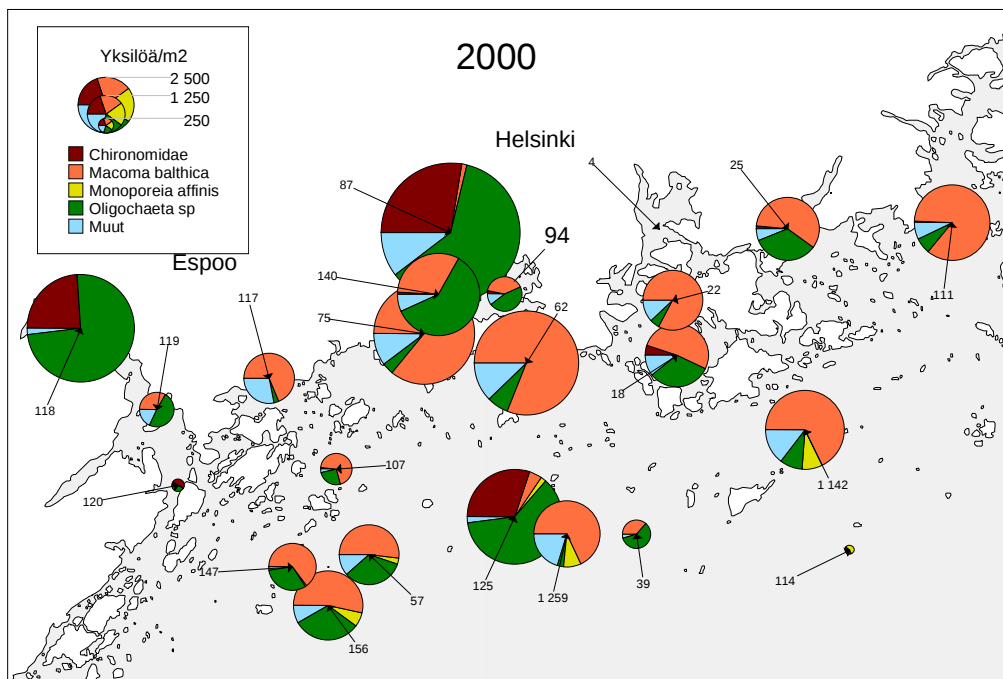
c



d

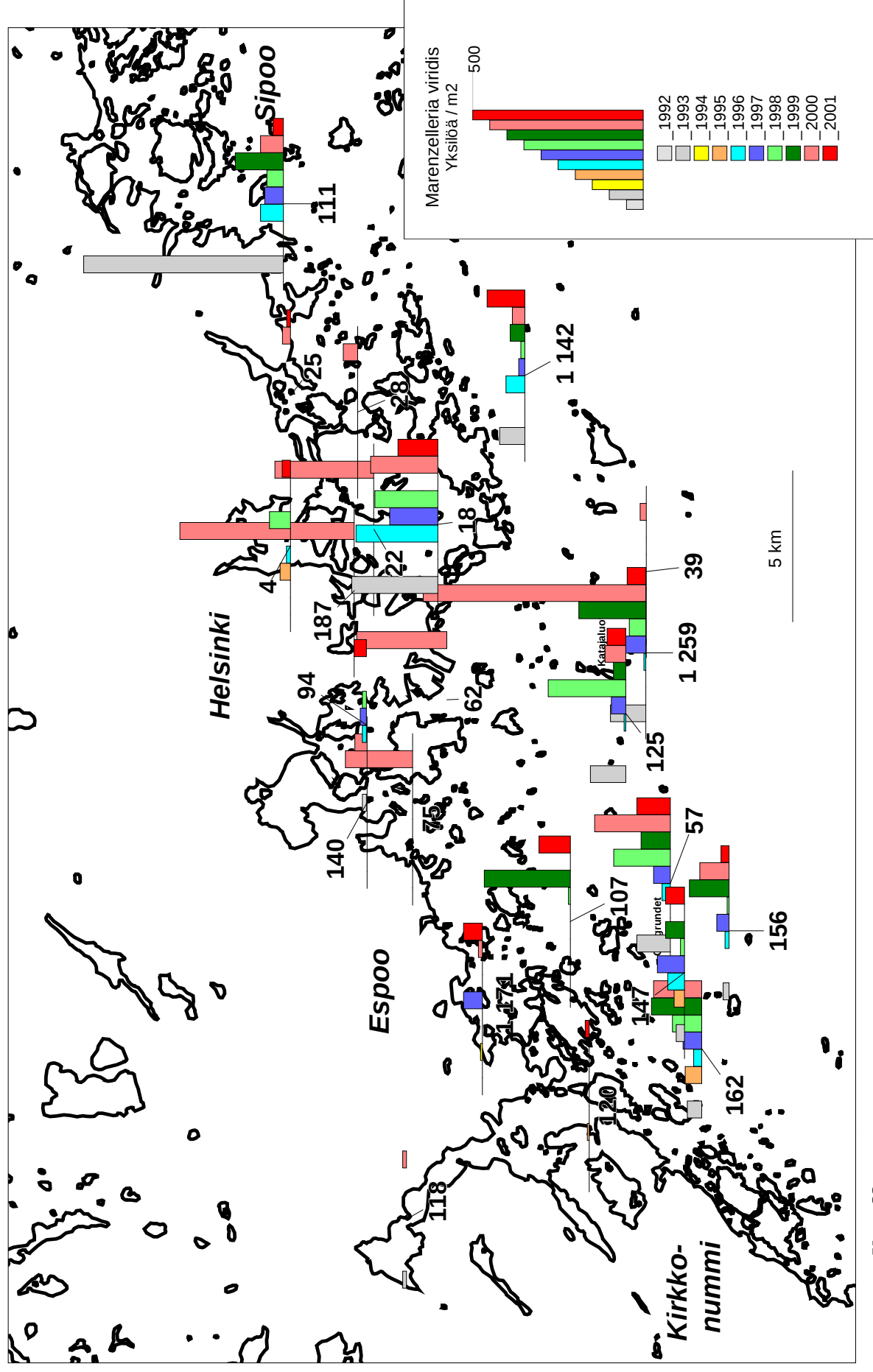


e



f

Kuva 31a-f. Pohjaeläinten yksilötiheyden alueellinen vaihtelu vuosina 1973, 1978, 1986, 1991, 1996 ja 2000. Pallokuvaajan halkaisija on suhteessa kokonaistiheyteen, eri sektorit kuvaavat yksilömäärän jakautumista eri lajien/ryhmien kesken.

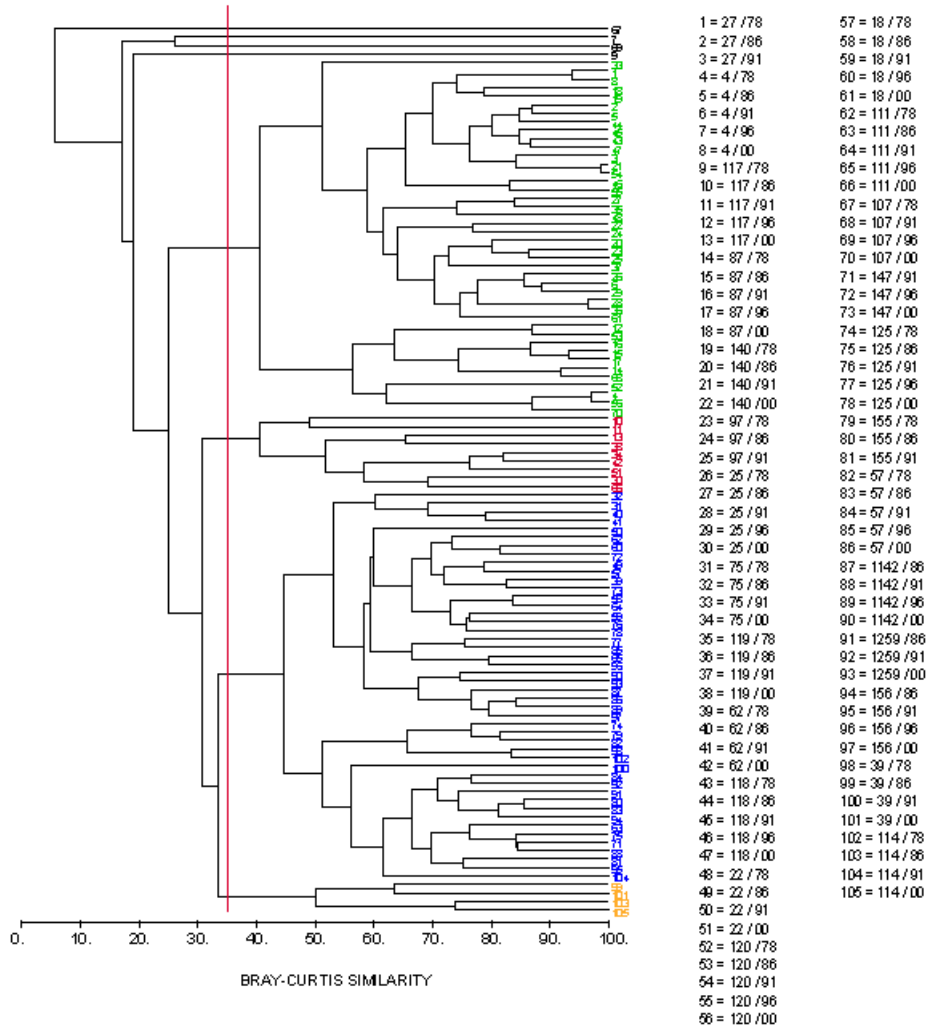


Kuva 32.

Marenzelleria viridis –monisukasmadon esiintyminen Helsingin ja Espoon edustalla.
Tätä tulokaslajia on tavattu alueella vuodesta 1993 lähtien.

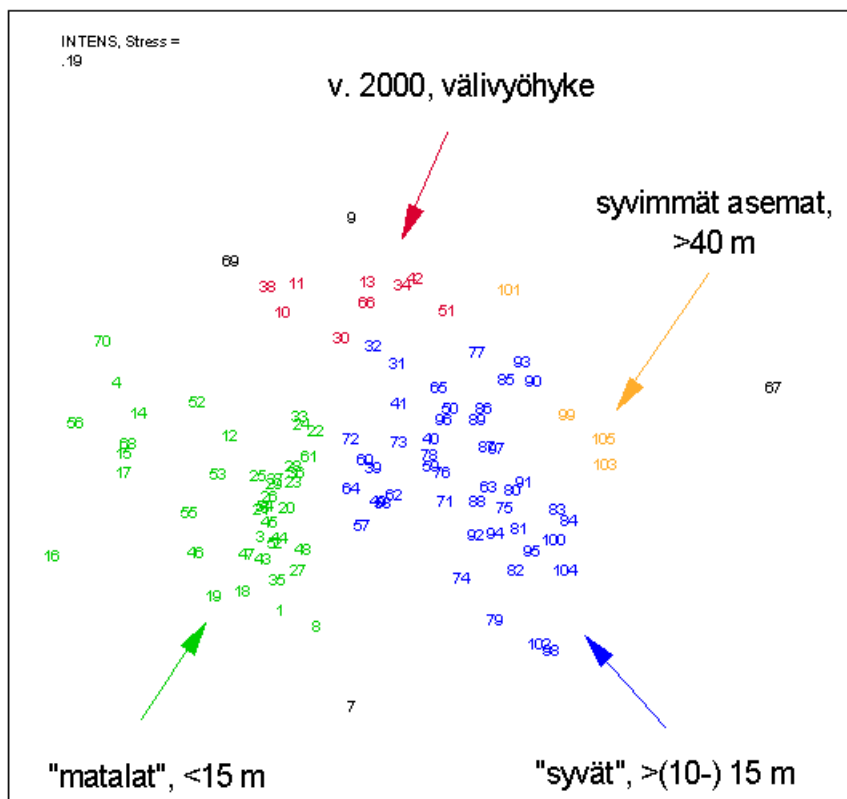
4.5. Pohjaeläinten, havaintoasemien ja ympäristötekijöiden suhteet

Klusteroinnissa ja moniulotteisessa skaalauksessa käytettiin materiaalina 24:ltä eri saaristovyöhykkeissä sijaitsevalta asemalta intensiivivuosina (1978, 1986, 1991, 1996 ja 2000) kerättyä aineistoa. Käyttäen aineiston keskimääristä similariteettitasoa (0.35) voitiin erottaa neljä ryhmää (Kuva 33), joiden välillä ei juurikaan esiintynyt päällekkäisyyttä moniulotteisen skaalauksen tuloksessa (Kuva 34).



Kuva 33. Klusteroinnin dendrogrammi vuosista 1978, -86, -91, -96 ja 2000. Aineistona on käytetty neliöjuurimuunnettuja yksilötiheyksiä. Kuvassa punaisella viivalla indikoitu jaotelussa käytetty similariteettitaso (0.35, Bray-Curtis similariteetti). Numerointi viittaa havaintokertoihin (asema / vuosi).

Kaksi suurinta ryhmää muodostuivat yleisesti ottaen matalista, alle 15 m syvyydestä sisemmän saariston paikoista, sekä syvemmistä ulomman saariston näyteasemista. Omana pienenä ryhmänään erottuivat muutamat näytteenottokerrat syviltä, yli 40 m syvyyksiltä paikoilta. Nämä tulokset indikoivat, että sekä matalilla että syvillä alueille on toisistaan selvästi eroava yhteisörakenne ja ajallinen muutos tapahtuu pääosin näiden syvyysvyöhykkeiden sisällä. Poikkeuksen tästä muodostaa neljäs ryhmä, joka koostuu pääosin sisälahtien ja ulkosaariston välisessä vyöhykkeessä sijaitsevista näyteasemista vuonna 2000. Näillä näyteasemilla on siis tapahtunut selvä muutos suhteessa aiempaan yhteisörakenteeseen, jolloin paikat ovat sijoittuneet kahteen aiemmin kuvattuun syvyys- ja saaristogradienttia kuvaavaan pääryhmään.

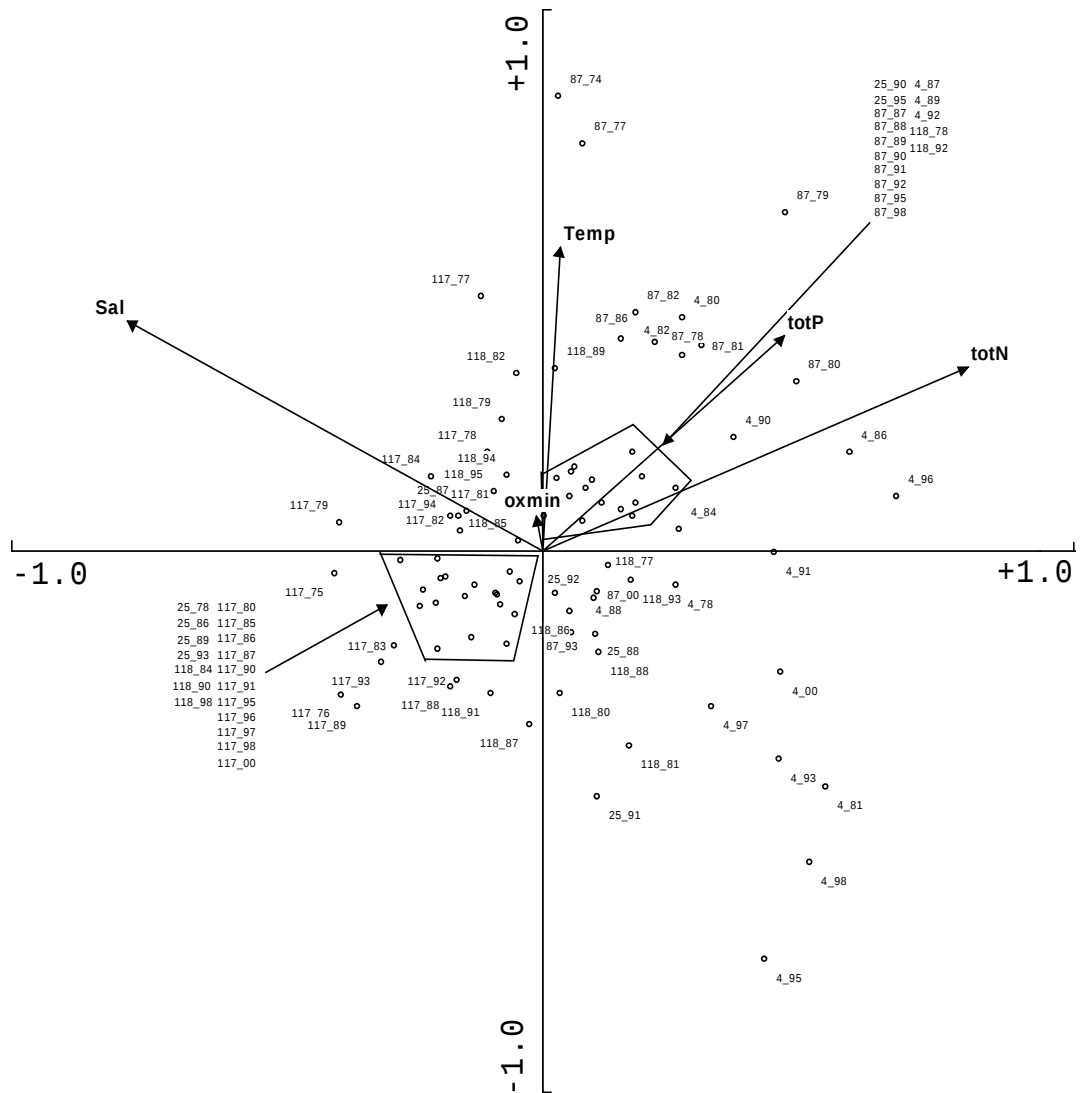


Kuva 34. Kaksiulotteinen MDS-ordinaatio intensiivivuosisien aineistosta. Kuvassa eri väreillä esitetyt ryhmät noudattavat klusteroinnin (Kuva 33) avulla tehtyä jakoa. Asemien ja havaintokertojen numerointi on sama kuin kuvassa 33.

Kanonisessa korrespondenssianalyysissä käytettiin näyteasemia, joille oli saatavilla vedenlaatutietoja. Tällöin analyysi rajoittui kymmenen näyteaseman aikasarjaan. Koska aiemman tuloksen mukaan syvyys (ja siihen liittyvä sijainti eri saaristovyöhykkeissä) vaikuttaa selvästi pohjaeläinyhteisöjen perusrakenteeseen, jaettiin näyteasemat kahteen ryhmään, joista viisi sijoittuu matalille sisälahdille (näyteasemat 118, 117, 87, 4 ja 25) ja viisi syvemmille pohjille, jotka sijaitsevat väli- ja ulkosaaristossa (näyteasemat 147, 125, 39, 18 ja 111). Analyysissä käytettiin kovariaattina syvyyttä, jolloin paikkoihin liittyvä vaihtelu voitiin erottaa ympäristötekijöihin liittyvästä vaihtelusta.

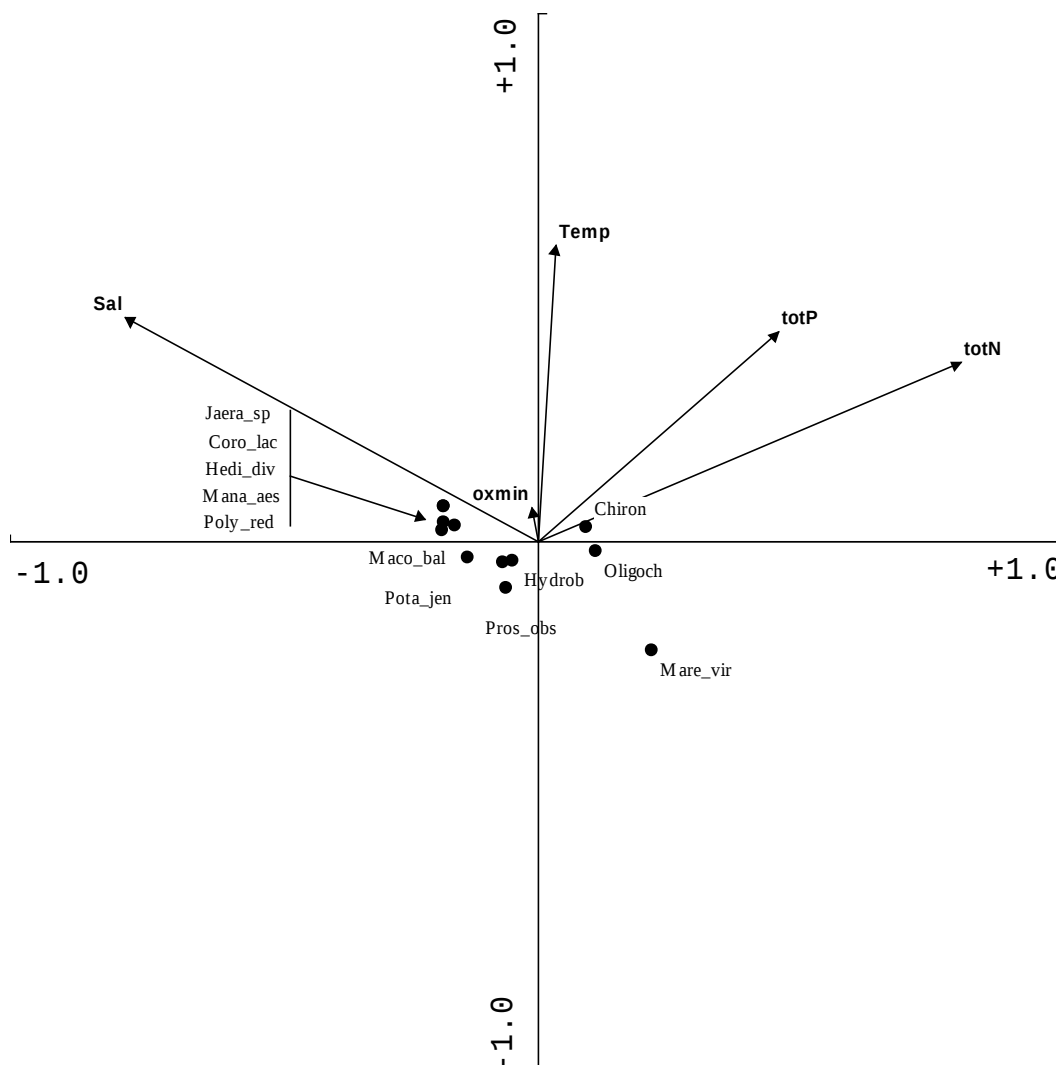
Sisälahtien aineistossa esiintyy melko voimakas suolaisuus-, mutta myös ravinne- ja lämpötilagradientti (Kuva 35). Hapen kyllästysaste sen sijaan ei juurikaan vaihtelee. Eri näyteasemat eroavat toisistaan ympäristötekijöiden suhteen. Esimerkiksi näyteasemaa 4 (Vanhankaupunginselkä) luonnehtivat matala suolapitoisuus ja korkeat ravinnepitoisuudet, näyteasemalla 117 (Ryssjeholmsfjärden) on vallinnut muita korkeampi suolapitoisuus ja matalammat ravinnepitoisuudet. Laajalahtea (näyteasema 87) luonnehtivat korkeat lämpötilat ja ravinnepitoisuudet. Vaikka

pohjaeläinlajit eivät osoitakaan voimakasta yhteyttä johonkin tiettyyn ympäristötekijään (Kuva 36), näyttäisi harvasukamatojen ja surviassääskien toukkien runsas esiintyminen sisälähdillä liittyvän hieman keskimääräistä korkeampiin ravinnepitoisuuksiin ja mataliin suolapitoisuuksiin. Monien mereisten lajien (*Hediste diversicolor*, *Manayunkia aestuarina*, *Polydora redeki*, *Corophium lacustre*, *Jaera sp.*) esiintyminen liittyy korkeampiin suolapitoisuuksiin. *Marenzelleria viridis* –monisukamadon esiintyminen keskimääräistä alhaisemmissa suolapitoisuuksissa on ilmeisesti lajin asettumiseen liittyvä harha: laji on ilmestynyt 1990-luvulla, jolloin suolapitoisuudet ovat olleet suhteellisen matalia.



Kuva 35. Sisälähtien aineiston CCA-ordinaatio näyttteenottokertojen ja ympäristötekijöiden suhteesta. Kuva esittää 25 % lajidataan liittyvää varianssia ja 93 % varianssia, joka voidaan liittää ympäristötekijöiden suhteeseen.

Näytteenottokerta on esitetty muodossa näyteasematunnus_vuosi. Ympäristötekijöinä ovat suolaisuus (Sal), lämpötila (Temp), happi (oxmin), kokonaisfosfori- (totP) ja kokonaistyyppipitoisuudet (totN). Nuolet kuvaavat ympäristötekijän muutoksen suunnan ja voimakkuuden ordinaatiossa, origon ympärillä ovat kunkin tekijän arvot keskimääräisiä ja kasvavat nuolen osoittamaan suuntaan. Näyteaseman/näytteenottovuoden suhdetta voidaan tulkita projisoimalla sen sijainti ympäristötekijää kuvaavaa nuolta vastaan.

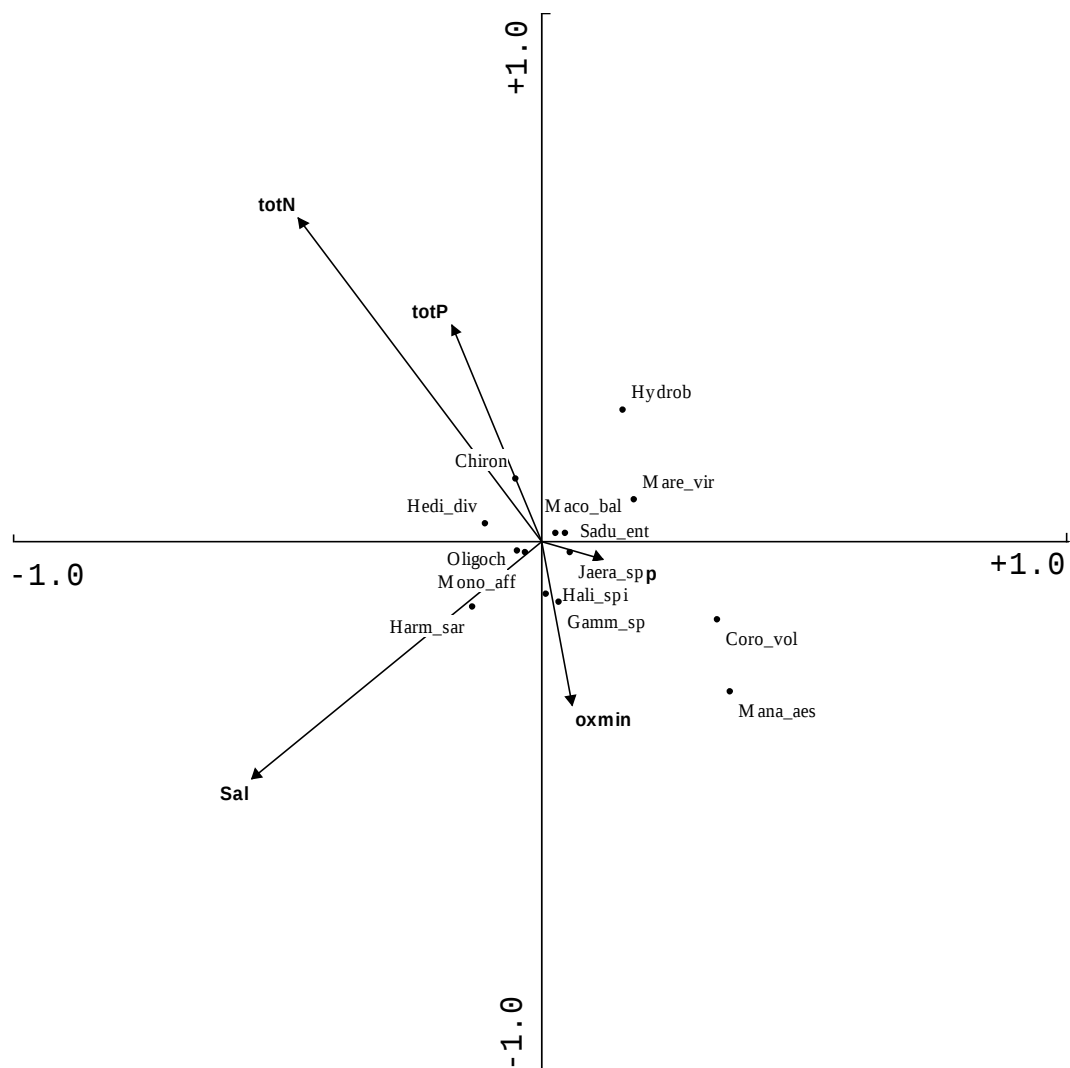


Kuva 36. Sisälahtien aineiston CCA-ordinaatio lajien ja ympäristötekijöiden suhteesta. Kuva esittää 25 % lajidataan liittyvästä varianssista ja 93 % varianssista, joka voidaan liittää ympäristötekijöiden suhteeseen.

Lajinimet ovat tieteellisten nimien lyhenteitä (suku_laji). Ympäristötekijöinä ovat suolaisuus (Sal), lämpötila (Temp), happi (oxmin), kokonaisfosfori- (totP) ja kokonaistyyppipitoisuudet (totN). Nuolet kuvaavat ympäristötekijän muutoksen suunnan ja voimakkuuden ordinaatiossa, origon ympärillä ovat kunkin tekijän arvot keskimääräisiä ja kasvavat nuolen osoittamaan suuntaan. Vastaavasti ympäristötekijä pienenee päinvastaiseen suuntaan. Lajien esiintymistä voidaan tulkita projisoimalla sen sijainti ympäristötekijää kuvaavaa nuolta vastaan

Sisä- ja ulkosaariston aineistossa esiintyy voimakasta suolaisuuden ja ravinnepitoisuuksien vaihtelua (Kuva 37). Lämpötilan vaihtelu näillä syvillä paikoilla on suhteellisen pientä, sen sijaan happikyllästyneisyyden vaihtelu vaikuttaa suhteessa enemmän kuin sisälähdillä. Näyteasemien välillä ei ole yhtä selviä eroja ympäristötekijöiden suhteen kuin sisälähdillä mutta näyteasema 111 (Skatanselkä) erottuu muista alhaisempien ja näyteasema 18 (Vasikkasaari) korkeampien ravinnepitoisuuksien vuoksi. Saaristossa näkyy selvästi suolaisuuden muutoksen vaikutus 1970- ja 1980-lukujen korkeista suolapitoisuuksista 1990-luvun mataliin suolai-

Näytteenottokerta on esitetty muodossa näyteasematunnus_vuosi. Ympäristötekijöinä ovat suolaisuus (Sal), lämpötila (Temp), happi (oxmin), kokonaisfosfori- (totP) ja kokonaistypipitoisuudet (totN). Nuolet kuvaavat ympäristötekijän muutoksen suunnan ja voimakkuuden ordinaatiossa, origon ympärillä ovat kunkin tekijän arvot keskimääräisiä ja kasvavat nuolen osoittamaan suuntaan. Näyteaseman/näytteenottovuoden suhdetta voidaan tulkita projisoimalla sen sijainti ympäristötekijää kuvaavaa nuolta vastaan.



Kuva 38. Ulkosaariston aineiston CCA-ordinaatio lajien ja ympäristötekijöiden suhteesta. Kuva esittää 14 % lajidataan liittyvästä varianssista ja 76 % varianssista, joka voidaan liittää ympäristötekijöiden suhteeseen.

Lajinimet ovat tieteellisten nimien lyhenteitä (suku_laji). Ympäristötekijöinä ovat suolaisuus (Sal), lämpötila (Temp), happi (oxmin), kokonaisfosfori- (totP) ja kokonaistyyppipitoisuudet (totN). Nuolet kuvaavat ympäristötekijän muutoksen suunnan ja voimakkuuden ordinaatiossa, origon ympärillä ovat kunkin tekijän arvot keskimääräisiä ja kasvavat nuolen osoittamaan suuntaan. Vastaavasti ympäristötekijä pienenee päinvastaiseen suuntaan. Lajien esiintymistä voidaan tulkita projisoimalla sen sijainti ympäristötekijää kuvaavaa nuolta vastaan.

5 Yhteenveto ja johtopäätökset

Tulokset osoittavat pohjaeläimistön vaihtelevan sekä alueellisesti että ajallisesti eri alueilla. Alueellinen vaihtelu liittyy paljolti saariston vyöhykkeisyyteen, missä muodostuu selkeitä gradientteja syvyyden, suolaisuuden, lämpötilan sekä kuormituksen ja happitilanteen suhteen siirryttäessä sisälahdilta avomerelle. Näiden vyöhykkeiden sisällä on nähtävissä erilaisia ajallisia kehityssuuntia, tärkeimmät muutoksia selittävät tekijät ovat ravinnekuormituksen ja siihen liittyvän happipitoisuuden sekä suolaisuuden vaihtelu. Vedenlaadun parantumiseen liittyvät pohjaeläinten runsausmuutokset ovat selvimmin havaittavissa lahtialueilla ja sisäsaaristossa. Muutokset ulkosaaristossa eivät liity niinkään paikalliseen kuormitukseen, vaan kuvaavat enemmän Itämeren yleistä kehitystä. Vastaavat muutokset kasviplanktonyhteisöissä (Finni ym. 2001) ja kalastossa (Lappalainen ja Pesonen 2000) osoittavat myös lahtialueiden tilan paranemista.

Lahtialueiden pohjaeläimistöä leimaavat erityisesti harvasukamadot (Oligochaeta) ja surviaissääskien toukat (Chironomiidae). Lahtialueiden vedenlaatu ja erityisesti happitilanne on parantunut kuormituksen pienenemisen myötä, mikä on johtanut pohjaeläimistön runsastumiseen. Etenkin Laajalahdella on havaittavissa selvää pohjaeläimistön elpymistä 1970-luvulta lähtien, mikä näkyy harvasukamatojen ja surviaissääskien toukkien määrän lisääntymisenä. Laakson (1965) mukaan 1960-luvulla pahasti saastuneita alueita oli Laajalahdella, Taivallahdessa, Humallahdessa ja Töölönlahdella, missä havaittiin useita täysin kuolleita alueita. Jätevesien puhdistustekniikan parantuminen ja puhdistettujen jätevesien ohjaaminen ulkomerelle on parantanut alueiden tilaa ja täysin kuolleita alueita ei ole enää havaittu.

Sisäsaariston pohjaeläinyhteisöjä ovat hallinneet harvasukamadot, surviaissääskien toukat sekä liejusimpukka (*Macoma baltica*). Alueella esiintyy runsaasti paikallista vaihtelua ilman yhtenäistä yleistä kehityssuuntaa. Liejusimpukka on kuitenkin runsastunut monin paikoin tutkimusjakson lopulla, mikä ainakin osittain voi heijastaa vedenlaadun paranemista. Lajienvälisten vuorovaikutussuhteiden muutoksiin liittyvien tekijöiden tai mahdollisen kalojen saalistuksessa tapahtuneen muutoksen merkitystä ei tässä yhteydessä ole voitu arvioida.

Ulkosaariston syvempien pohjien pohjaeläimistö on koostunut pääosin valkokatkoista (*Monoporeia affinis*), liejusimpukasta ja harvasukamadoista. Valtalajien lukumääriensä ja runsaussuhteissa on kuitenkin tapahtunut suuria muutoksia tutkimusjakson aikana. Pohjaeläimistön yksilötiheyksien huippu ulkosaaristossa ajoittui 1970- ja 1980-lukujen taitteeseen, jolloin yhteisöt olivat valkokatkojen hallitsevia. Tämän jälkeen määrät ovat laskeneet ja liejusimpukasta on monin paikoin tullut valtalaji. Vaikka kokonaisyksilötiheydet ovatkin laskeneet, on pohjaeläimistön biomassa epäilemättä kasvanut voimakkaasti liejusimpukan määrän kasvun myötä. Tätä muutosta on kuitenkin vaikea kytkeä suoraan vedenlaadun muutoksiin. Yleisesti ottaen ulkosaariston ravinnepitoisuuksissa tai happioloissa ei ole tapahtunut suuria muutoksia. Alueen suolapitoisuus on laskenut 1980-luvun alusta lähtien, mikä heijastaa Suomenlahden yleistä kehitystä (Rinne 1988, Alenius ym. 1998). Valtalajien muutosta ei voida suoraan selittää tällä, sillä suolapitoisuus vaihtelee kuitenkin selvästi lajien sietorajojen sisällä. Vastaavaa valkokatkan taantumista ja liejusimpukan runsastumista on kuitenkin havaittu muuallakin Suomenlahden rannikkoalueella (Karjala ja Lassig 1985, Kangas ym. 2001, Laine ym. 2003), joten kyse lienee laajemmasta ilmiöstä. Harvalukuisten, mereisten lajien (*Harmothoe sarsi*, *Halicryptus spinulosus*, *Pontoporeia femorata*) runsaampi esiintyminen sen sijaan selittyy pitkälti suolapitoisuuden vaihtelulla.

Merialueittemme pohjaeläinyhteisöjen vaihtelua ja muutoksia on selitetty sekä rehevöitymisellä (Hänninen ja Vuorinen 2001, Bonsdorff ym. 1997a, b) että laajalaisilla Itämeren hydrografiaan liittyvillä tekijöillä (esim. Laine ym. 1997, Bons-

dorff ja Pearson 1999, Laine 2003). Tässä esitetty seurantatutkimus kattaa melko hyvin lähes 30 vuoden ajanjakson ja sen tulokset indikoivat sekä rehevöitymiseen että Itämeren suolavaihteluun liittyviä muutoksia pohjaeläimistössä. Tuloksista käy myös ilmi melko suuri vuosien välinen vaihtelu, minkä vuoksi vasta pitkän ja riittävän tiheän (vuosittaisen) aikasarjan avulla pystytään kuvaamaan luotettavasti alueella tapahtuneet muutokset. Lyhyen aikavälin tulokset tai kahden erillisen näytteenottoajankohdan vertailut voivat olla kuitenkin harhaanjohtavia. Myös alueellinen, saariston vyöhykkeisyyteen ja eri ympäristötekijöiden vaihtumiseen liittyvä pohjaeläimistön vaihtelu tulee ottaa huomioon tuloksia tulkittaessa ja kokonaiskuvaa muodostettaessa. Vastaavaa alueellista vaihtelua esiintyy myös laajemmassa mittakaavassa rannikkoalueella (Bonsdorff ym. 2003). Alueen pohjaeläinseuranta muodostaa hyvän mittarin fysikaalis-kemiallisten vedenlaadun muutosten heijastumisesta pohjaekosysteemin tilaan, mutta edellyttää nykyisenlaatuista riittävää alueellista ja ajallista kattavuutta. Vesipuitedirektiivin tavoitteiden toteuttamisessa tällaiset seurantatutkimukset tarjoavat tärkeää taustatietoa vesien laatu- luokitteluun ja ekologisen tilan seurantaan. Aineisto tarjoaa myös mahdollisuuden testata Itämeren oloissa muualla Euroopassa kehitettyjä pohjaeläinlajistoon ja -yksilömääriin perustuvia indikaattorijärjestelmiä (esim. Borja ym. 2000).

6 Lähdeluettelo

- Alenius, P., Myrberg, K., Nekraov, A. 1998. The physical oceanography of the Gulf of Finland: a review. *Bor.Env.Res.* 3:97-125.
- Andersin, A.-B. & Sandler, H. 1991. Macrobenthic fauna and oxygen deficiency in the Gulf of Finland. *Memoranda Soc. Fauna Flora Fenn.* 67: 3-10.
- Bonsdorf, E., Blomqvist, E. M., Mattila, J., Norkko, A. 1997a. Long-term changes and coastal eutrophication. Examples from the Åland Island and Archipelago Sea, northern baltic. *Oceanol. Acta* 20: 319-329.
- Bonsdorf, E., Blomqvist, E. M., Mattila, J., Norkko, A. 1997b. Coastal eutrophication : Causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. *Estuar. Coast. Self Sci.* 44 (suppl. A): 63-72.
- Bonsdorff, E. & Pearson, T.H. 1999. Variation in sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients: A functional-group approach. *Austr. J. Ecol.* 24: 312-326.
- Bonsdorf, E., Laine, A.O., Hänninen, J., Vuorinen, I., Norkko, A. 2003. Zoobenthos of the outer archipelago waters (N. Baltic Sea) - the importance of local conditions for spatial distribution patterns. *Bor. Env. Res.* 8:135-145.
- Borja, A. , Franco, J. & Perez V. 2000. A marine biotic index to establish the biological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Mar. Poll. Bull.* 40: 1100-1114.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK: 1-144.
- Diaz, R.J. & Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 33:245-303
- Ejdung, G. & Elmgren, R. 1998. Predation on newly settled bivalves by deposit feeding amphipods: a Baltic Sea case study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 168: 87-94.
- Finni, T., Laurila, S. & Laakkonen, S. 2001. The history of eutrophication in the sea area of Helsinki in the 20th century. *Ambio* 30: 264-271.
- Gray, J., Wu, R.S. & Or, Y.Y. 2002. Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 249-279.
- Hänninen, J., Vuorinen, I. 2001. Macrobenthos structure in relation to environmental changes in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Bor. Env. Res.* 6: 93-105.
- Kangas, P., Byholm, L. & Stigzelius, J. 2001. Changes in zoobenthos communities. In: Kauppila, P. & Bäck, S. (eds.). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. *The Finnish Environment* 472: 79-88.
- Karjala, L. & Lassig, J. 1985. Studies on benthic macrofauna in the Tvärminne area, Gulf of Finland, 1964-1967 and 1973-1976. *Hydrobiological Researches* XV: 169-181.

Laakso, M. 1965. The bottom fauna in the surroundings of Helsinki. *Ann. Zool. Fenn.* 2: 18-37.

Laakso, M. 1965. The bottom fauna in the surroundings of Helsinki. II. Records of *Naididae* and *Tubificidae* (Oligochaeta) and *Spionidae* (Polychaeta). *Ann. Zool. Fenn.* 5: 262-264.

Laine, A.O. 2003. Distribution of soft-bottom macrofauna in the deep open Baltic Sea in relation to environmental variability. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 57: 87-97.

Laine, A. O., Sandler, H., Andersin, A-B., Stigzelius, J. (1997) Long-term changes of macrozoobenthos in the Eastern Gotland Basin and the Gulf of Finland (Baltic sea) in relation to the hydrological regime. *J. Sea Res.* 38: 135-159.

Laine, A.O., Luodekari, K., Poikonen M. & Viitasalo, M. 2003. A comparison between 1928 and 2000 indicates major changes in macrozoobenthos species composition and abundance on the SW coast of Finland (Baltic Sea). *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 52(1): 3-16.

Lappalainen, A. & Pesonen, L. 2000. Changes in fish community structure after cessation of waste water discharge in a coastal bay area of Helsinki, northern Baltic Sea. *Arc. Fish. Mar. Res.* 48: 226-241.

Leppäkoski, E. 1975. Assessment of the degree of pollution on the basis of macrozoobenthos in marine and brackish-water environments. *Acta Academiae Aboensis, Ser. B* 35 (2): 1-90.

Norha, T. 2001. Helsingin ja Espoon merialueen pohjaeläimistö vuonna 2000. Julkaisussa Pesonen L. (toim.): Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2000. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen monisteita* 3/2001: 65-88.

Pearson, T. & Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.* 16: 229-311.

Pesonen, L. 1988. Helsingin ja Espoon edustan merialueen velvoitetarkkailu vuosina 1970-1986: Tarkkailualue, -menetelmät, puhdistamoiden purkualueet ja sääolot. Julkaisussa Pesonen L. (toim.): Helsingin ja Espoon edustan merialueen velvoitetarkkailu vuosina 1970-1986. *Helsingin kaupungin vesi- ja viemärlaitoksen tutkimusosaston tiedonantoja* 17: 25-37.

Pesonen, L. 1997. Kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen tarkkailu. Julkaisussa Pesonen L. (toim.): Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1996. *Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja* 5/97: 18-62.

Pesonen, L. & Pellikka, K. 2001. Meriveden kemiallinen, fysikaalinen ja hygieeninen laatu. Julkaisussa Pesonen, L. (toim.): Helsingin ja Espoon edustan merialueiden velvoitetarkkailu vuonna 2000. *Helsingin kaupungin Ympäristökeskuksen monisteita* 3/2001: 14-45.

Pesonen, L., Norha, T., Rinne, I., Viitasalo, I., Viljamaa, H. 1995. Helsingin ja Espoon edustan merialueen velvoitetarkkailu vuosina 1987-1994. *Helsingin kaupungin Ympäristökeskus*. Moniste 1: 1-143.

Pitkänen, H., Kauppila, P. & Laine, Y. 2001. Hydrography and oxygen conditions. In: Kauppila, P. & Bäck, S. (eds.). The state of Finnish coastal waters in the 1990s. *The Finnish Environment* 472: 30-36.

Pitkänen, H., Lehtoranta, J., Peltonen, H., Laine, A., Kotta, J., Kotta, I., Moskalenko, P., Mäkinen, A., Kangas, P., Perttilä, M. & Kiirikki, M. 2003: Benthic release of phosphorus and its relation to environmental conditions in the estuarial Gulf of Finland, Baltic Sea, in the early 2000s. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology and Ecology* 52(3): 173-192.

Rantataro, J. 1992: Pääkaupunkiseudun edustan vedenalaisten maa-ainesvarojen kartoitus. *Helsingin seutukaavaliiton julkaisuja C* 31: 1-84, liitt.

Rinne, I. 1988. Helsingin ja Espoon edustan merialueen fysikaalinen, kemiallinen ja hygieeninen tarkkailu. Julkaisussa Pesonen L. (toim.): Helsingin ja Espoon edustan merialueen velvoitetarkkailu vuosina 1970-1986. *Helsingin kaupungin vesi- ja viemärlaitoksen tutkimustoimiston tiedonantoja* 17: 55-84.

Segerstråle, S.G. 1973. Results of bottom fauna sampling in certain localities in the Tvärminne area (inner Baltic), with special reference to the so-called *Macoma-Pontoporeia* theory. *Commentationes Biologicae Societas Scientarium Fennica* 67: 1-12.

Skog, S., Varmo, R. 1980. Effects of pollution on the distribution of *Macoma baltica* (L.) in the sea area of Helsinki. *Finn. Mar. Res.* 247(1980): 124-134.

ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related methods in aquatic ecology. *Aquat. Sci.* 57 (3): 255-289.

ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 1998. CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 352 s.

Valkama, J. & Anttila-Huhtinen, M. 2000. Pohjaeläintutkimukset Kymijoen lailla 1998 ja 1999 sekä Pyhtään, Kotkan ja Haminan merialueilla vuosina 1993-1999. *Kymijoen vesiensuojeluyhdistys ry:n julkaisu* 86: 1-22.

Varmo, R. 1984. Makroskoopinen pohjaeläimistö Helsingin ja Espoon merialueella vuonna 1978. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. *Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja* 15: 1-46.

Varmo, R. 1994. Pohjaeläimistö Helsingin ja Espoon merialueilla vuonna 1991. *Helsingin kaupungin Ympäristökeskuksen julkaisuja* 10/94: 1-26.

Viitanen, R. 1971. Helsingin läntisen merialueen pohja- ja rantaeläimistöstä. Helsingin kaupungin rakennusvirasto. *Vesiensuojelulaboratorion tiedonantoja* 8: 1-90.

Zettler, M.L. 1996. Successful establishment of the spionid polychaete, *Marenzelleria viridis* (Verrill, 1873), in the Darss-Zingst estuary (southern Baltic) and its influence on the indigenous macrozoobenthos. *Arch. Fish. Mar. Res.* 43: 273-284.

KUVAILULEHTI / PRESENTATIONSBLAD / DOCUMENTATION PAGE

Tekijä(t)/Författare/Author(s)

Ari O. Laine, Lauri Pesonen, Kari Myllynen, Tapio Norha

Julkaisun nimi/Publikationens titel/Title of publication

Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan merialueiden pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001

Inverkingarna av förändringarna i vattenkvaliteten på Helsingfors' och Esbos havsområdens botten djursfauna år 1973-2001.

The effects of the changes in water quality on the benthic fauna in the sea areas of Helsinki and Espoo between 1973 and 2001.

Julkaisija/Utgivare/Publisher

Helsingin kaupungin ympäristökeskus
Helsingfors stads miljöcentral
City of Helsinki Environment Centre

Julkaisuaika/Utgivningstid/

Publication time
2003

Saria /Serie /Series

*Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja
Helsingfors stads miljöcentrals publikationer
Publications by City of Helsinki Environment Centre*

Numero/Nummer/No.

10/2003

ISSN

1235-9718

ISBN

952-473-163-0

ISBN (URL: www.hel.fi/ymk/julkaisu.html)

952-473-164-9

Kieli/Språk/Language

Koko teos/Hela verket/The work in full

fin

Yhteenveto/Sammandrag/Summary

fin, sve, eng

Taulukot/Tabeller/Tables

fin

Kuvatekstit/Bildtexter/Captions

fin

Asiasanat/Nyckelord/Keywords

Pohjaeläimet, veden laatu, Suomenlahti, Helsinki, Espoo

Bottendjuren, vattenkvalitet, Finska viken, Helsingfors, Esbo

Benthic fauna, quality of water, Gulf of Finland, Helsinki, Espoo

Lisätietoja/Närmare upplysningar/Further information

Liisa Autio, puh/tfn 09 7312 2939, liisa.h.autio@hel.fi

Helsingin kaupungin ympäristökeskus, PL 500, 00099 Helsingin kaupunki

<http://www.hel.fi/ymk>

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2001

1. **Airaksinen T, Nyberg A, Huotari H, Partanen M, Suominen P, Heikkinen T, Siltanen I, Antman S-L, Rintamäki A, Airaksinen L, Aminoff I, Tikkanen P, Weber T, Pönkä A.** Kolmas- ja viidesluokkalaisten ravinnon saanti koulussa ja kotona
2. **Toivola T.** Kaatopaikkojen ympäristövaikutuksia ja Helsingin entisten kaatopaikkojen nykytilanne
3. **Haapanen E (toim.).** Vanhankaupunginlahti–Helsingin lintuparatiisi. EU Life -projekti vuosina 1997–2000
4. **Pellikka K.** Alg@line-seurantatutkimus Suomenlahdella vuonna 2000
5. **Jaakkonen S.** Kartoitus mahdollisesti saastuneista alueista Helsingissä
6. **Koskimies P.** Vuosaaren satamahankkeen luontovaikutusten seurantaohjelma. Osa I. Linnustovaikutusten seurantaohjelma
7. **Immonen K.** Helsingin täyttömaa-alueet. Kartoitus ja ympäristövaikutusten esiselvitys
- 8.
9. **Räsänen M, Mustakallio L ja Pellikka K.** Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2001
10. **Viitanen S, Blomqvist R, Tuominen M-L, Lehto T, Kuhmonen Aimo ja Pönkä A.** Naudanlihan jäljitettävyyden ja alkuperämerkintöjen oikeellisuus Helsingissä
11. **Pönkä A, Poussa T ja Laosmaa M.** Tehostetun hygienian vaikutus päiväkotilasten sairastavuuteen
12. **Pönkä A, Heikkinen T, Parviainen M, Rintamäki A, Suur-Uski I, Airaksinen T.** Oppilaiden suhtautuminen kouluruokailuun kolmessa helsinkiläisessä koulussa
13. **Koimäki T, Kalso S, Kuhmonen A ja Pönkä A.** Kaupanpidettävän kalanmädin laatu Helsingissä vuonna 2000
14. **Hosiaisuus V.** Puiden jäkälät Helsingin kantakaupungin ilmanlaadun kuvaajina vuonna 2000
15. **Laakso T, Peltola J, Kalso S, Vartiala T ja Ahonen S.** Asuntojen rakennusmateriaalien sekä niiden ja sisäilman mikrobien myrkyllisyys karjun siittiötestissä

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2002

1. **Vuolli V, Blomqvist R, Kultanen L.** Ravitsemisliikkeiden keittiöiden puhtaus Helsingissä
2. **Fraktman L.** Bromatut palonestoaineet ympäristössä
3. **Lammi E.** Viikin-Vanhankaupunginlahden Natura-alueen vesikasvillisuus
4. **Viitasalo I, Hyytiäinen U-M, Pekuri S, Saarnio S-P, Toppinen H.** Rantavyöhykkeen uposkasvillisuuden tila Helsingin ja Espoon merialueilla vuosina 1998-99
5. **Hokkanen P, Kalso S, Aminoff I, Pönkä A.** Jauhelihan laatu helsinkiläisissä vähittäismyymälöissä
6. **Risco N, Pellikka K.** Piilevayhteisöt Helsingin purojen veden laadun kuvaajana
7. **Tuominen M-L, Tikkanen P.** Värit makeisissa, virvoitusjuomissa ja irtotäätelöissä
8. **Fraktman L.** Torjunta-aineiden esiintyminen ja käyttäytyminen kauppapuutarhojen maaperässä

HELSINGIN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖKESKUKSEN JULKAISUJA 2003

1. **Yrjölä R, Koivula M.** Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2002
2. **Järvinen A.** Helsingin Keskuspuiston sienten vierasaineet vuonna 1999
3. **Ritvanen A, Gissler M, Pönkä A.** Myllypuron kaatopaikka-alueella asuneiden henkilöiden hedelmällisyys, jälkeläisten epämuodostumariski ja vastasyntyneiden terveys
4. **Räsänen M, Rapala J, Kultanen L.** Sinilevät ja levämyrkyt Helsingin uimarannoilla ja merialueella kesällä 2002
5. **Pukkala E, Pönkä A.** Syöpä Myllypuron entisen kaatopaikan alueella asuneilla - jatkotutkimus
6. **Ikäheimo M.** Helsinkiläisten asuntojen ilmanvaihto-ongelmista
7. **Saarin A, Vartiala T, Viinikka M.** Asukkaiden vaikutus sisäilman VOC- ja NH₃-pitoisuuksiin
8. **Yrjölä R.** Vuosaaren satamahankkeen linnustonseuranta 2003
9. **Autio L, Kajaste I, Pellikka K, Pesonen L, Räsänen M.** Helsingin ja Espoon merialueiden velvoitetarkkailu vuosina 1995–2001
10. **Laine A, Pesonen L, Myllynen K, Norha T.** Veden laadun muutosten vaikutus Helsingin ja Espoon edustan pohjaeläimistöön vuosina 1973–2001

Julkaisuluettelo: <http://www.hel.fi/ymk/julkaisu.html>

Julkaisujen tilaus: Helsingin kaupungin ympäristökeskus, neuvonta, PL 500, 00099 Helsingin kaupunki
puh. 09 7312 2730, fax 09 7312 2235, sähköposti ymk@hel.fi, <http://www.hel.fi/ymk>
